



TU Clausthal

**Entwicklung systemdynamischer
Stoffstrommodelle zur Simulation von
regionalen Kupferkreisläufen**

D i s s e r t a t i o n

zur Erlangung des Doktorgrades
der Ingenieurwissenschaften

vorgelegt von
Dipl.-Wi.-Ing. Marcel Soulier
aus Tübingen

genehmigt von der
Fakultät für Energie- und Wirtschaftswissenschaften der
Technischen Universität Clausthal

Tag der mündlichen Prüfung
08.03.2018

Vorsitzender der Promotionskommission:

Prof. Dr. rer. nat. habil. Bernd Lehmann

Hauptberichterstatte:

Prof. Dr.-Ing. Daniel Goldmann

Mitberichterstatte:

Prof. Dr. rer. pol. Rainer Walz

Danksagung

Diese Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fraunhofer Insitut für System- und Innovationsforschung (ISI) in Karlsruhe, im Rahmen von Projekten für die International Copper Association (ICA) und das European Copper Institute (ECI).

Mein herzlicher Dank gilt Prof. Dr.-Ing. Daniel Goldmann für die Übernahme der Betreuung an der TU Clausthal, die hilfreichen Anregungen bei Erstellung der Arbeit und die nette Einbindung in die Doktorandenseminare am IFAD.

Desweiteren danke ich Prof. Dr. Rainer Walz für die Ermöglichung der Doktorarbeit am Fraunhofer ISI und die Übernahme des Zweitgutachtens.

Profitiert hat die Arbeit von zahlreichen Diskussionen und wertvollen Hinweisen, wofür ich meinem Geschäftsfeldleiter und Mentor am Fraunhofer ISI, Dr.-Ing. Luis Tercero, herzlich danke.

Bei allen meinen Kollegen und Mit-Doktoranden sowohl am Fraunhofer ISI als auch an der TU Clausthal möchte ich mich für die angenehme Zusammenarbeit bedanken, insbesondere bei Simon Glöser-Chahoud, Matthias Pfaff und André Kühn für die gegenseitige Motivation und den engen fachlichen Austausch.

Besonderer Dank gilt weiterhin meinen Eltern und Geschwistern für den moralischen Rückhalt und das Korrekturlesen, sowie meiner Freundin Lisa für die Geduld und Unterstützung während meiner Dissertationszeit.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	VI
-----------------------------	----

Tabellenverzeichnis.....	XIV
--------------------------	-----

Abkürzungsverzeichnis	XVI
-----------------------------	-----

1 Einleitung	1
---------------------------	----------

1.1 Motivation.....	1
---------------------	---

1.2 Problemstellung und Zielsetzung	2
---	---

1.3 Aufbau der Arbeit	3
-----------------------------	---

2 Materialflussmodellierung	5
--	----------

2.1 Industrial Ecology und MFA	5
--------------------------------------	---

2.2 MFA als Werkzeug der Industrial Ecology	8
---	---

2.2.1 Grundelemente von MFAs	9
------------------------------------	---

2.2.2 Einteilung von MFAs	11
---------------------------------	----

2.3 Aufbau und Erstellung von Stoffstromanalysen	12
--	----

2.4 Klassifizierung von SFAs	15
------------------------------------	----

2.4.1 Stoffliche Klassifizierung	16
--	----

2.4.2 Zeitlicher Betrachtungshorizont.....	17
--	----

2.4.3 Räumliche Ebenen	17
------------------------------	----

2.4.4 Methodische Ebene	18
-------------------------------	----

2.5 Systemdynamische Modelle für Materialkreisläufe	21
---	----

2.5.1 Entwicklung von System Dynamics und Bezug zur Industrial Ecology	22
--	----

2.5.2 System Dynamics für Materialflüsse	23
--	----

2.5.3 Erstellung eines System Dynamics Modells.....	24
---	----

2.6 Forschungsstand von Stoffstromanalysen für Kupfer	29
---	----

2.6.1 Globale und multiregionale Kupfermodelle	29
--	----

2.6.2	Europa.....	31
2.6.3	Nordamerika.....	33
2.6.4	Japan	33
2.6.5	China	34
2.6.6	Lateinamerika.....	35
3	Der Kupferkreislauf: Struktur und Datengrundlagen	37
3.1	Extraktion von Primärmaterial und Metallproduktion.....	39
3.1.1	Prozessbeschreibung.....	39
3.1.2	Modelldaten.....	41
3.2	Halbzeugherstellung und –verwendung	42
3.2.1	Prozessbeschreibung.....	42
3.2.2	Modelldaten.....	44
3.3	Herstellung von Endprodukten aus Kupfer	46
3.3.1	Übersicht der kupferhaltigen Produkte	46
3.3.2	Verteilung der Halbzeuge auf Endprodukte	48
3.3.3	Aufkommen und Aufbereitung von Neuschrott.....	50
3.4	Anthropogener Kupferbestand in Endprodukten	52
3.4.1	Lebensdauern von Endprodukten	54
3.5	Sammlung von Altschrott und kupferhaltigen Abfällen.....	56
3.5.1	Die Schrottmatrix.....	57
3.5.2	Berechnung des gesammelten Altschrotts.....	59
3.6	Technische Aufbereitung von Kupferschrott	60
3.6.1	C&D – Aufbereitung von Kupfer aus Bauschutt	60
3.6.2	MSW – Aufbereitung von Kupfer aus Siedlungsabfällen.....	62
3.6.3	WEEE – Aufbereitung von Kupfer aus E-Schrott	66
3.6.4	ELV – Aufbereitung von Kupfer aus Altfahrzeugen.....	70
3.6.5	IEW – Aufbereitung von Kupfer aus industriellem E-Schrott.....	74
3.6.6	INEW – Aufbereitung von Kupfer aus nicht-elektrischem Industrieschrott.....	75
3.7	Der kurzfristige Schrottbestand	76

3.8	Definition von Recyclingindikatoren	78
3.8.1	RIR und EoL RIR.....	81
3.8.2	EoL CR.....	81
3.8.3	EoL PR	82
3.8.4	EoL RR.....	82
3.8.5	Overall PR und Overall RER	83
3.8.6	OSR	83
3.9	Dissipative Verluste und Recyclingraten: Berücksichtigung der Materialverluste in Gebrauchs- und Recyclingphase	83
4	Der Außenhandel von Kupfer und kupferhaltigen Produkten	85
4.1	Nutzung der UN Comtrade Datenbank	85
4.2	Identifikation von relevanten Handelscodes, Kupfergehalten und Modellvariablen	86
4.2.1	Berechnung des regionalen Handels und manuelle Datenkorrekturen	87
4.2.2	Manuelle Datenkorrekturen.....	87
4.3	Sonderfälle Konzentrate und Schrotte	88
4.3.1	Konzentrathandel	88
4.3.2	Schrotthandel	88
5	Implementierung der Modelle.....	91
5.1	Modellierung der Extraktion und Metallproduktion	91
5.2	Modellierung der Halbzeugherstellung und -verwendung	93
5.3	Transformation der Halbzeuge in Endprodukte.....	94
5.4	Implementierung des Kupferbestands	95
5.4.1	Exkurs: Die Aging Chain Methodik.....	96
5.4.2	Die Aging Chain im Kupfermodell	96
5.4.3	Berechnung des Anfangsbestands 1990	98
5.5	Modellierung des Kupferrecyclings und darauf basierende Recyclingraten	99

5.5.1	Neuschrott-Recycling	99
5.5.2	Recycling von EoL-Schrotten	100
6	Simulationsergebnisse	103
6.1	EU 28 – Flüsse, Bestände und Recyclingraten	103
6.1.1	Der Kupferkreislauf der EU 28	103
6.1.2	Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf	108
6.1.3	Die Entwicklung des europäischen Kupferbestands	111
6.1.4	Schrottaufkommen und Recyclingraten	116
6.1.5	Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion	121
6.2	Nordamerika – Flüsse, Bestände und Recyclingraten	124
6.2.1	Der Kupferkreislauf Nordamerikas	124
6.2.2	Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf	129
6.2.3	Die Entwicklung des nordamerikanischen Kupferbestands	133
6.2.4	Schrottaufkommen und Recyclingraten	138
6.2.5	Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion	142
6.3	Lateinamerika – Flüsse, Bestände und Recyclingraten	146
6.3.1	Der Kupferkreislauf Lateinamerikas	146
6.3.2	Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf	149
6.3.3	Die Entwicklung des lateinamerikanischen Kupferbestands	152
6.3.4	Schrottaufkommen und Recyclingraten	153
6.3.5	Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion	155
6.4	China – Flüsse, Bestände und Recyclingraten	158
6.4.1	Der Kupferkreislauf Chinas	158
6.4.2	Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf	163
6.4.3	Die Entwicklung des chinesischen Kupferbestands	166
6.4.4	Schrottaufkommen und Recyclingraten	168
6.4.5	Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion	172
6.5	Japan – Flüsse, Bestände und Recyclingraten	175
6.5.1	Der Kupferkreislauf Japans	175
6.5.2	Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf	179
6.5.3	Die Entwicklung des japanischen Kupferbestands	181

6.5.4	Schrottaufkommen und Recyclingraten	183
6.5.5	Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion	187
7	Sensitivitätsanalyse	190
7.1	Durchführung: Monte-Carlo Simulation	191
7.1.1	Produktlebensdauern	192
7.1.2	Fabrikationseffizienzen	192
7.1.3	Außenhandelsflüsse	193
7.2	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse	193
8	Modellerweiterungen	197
8.1	Zeitliche Erweiterung des Modells um zukünftige Betrachtungen	197
8.1.1	Szenarioentwicklung und modelltechnische Umsetzung	198
8.1.2	Zukünftig zu erwartende Kupferbestände und verfügbare Altschrotte	199
8.2	Kupfer-Nebenprodukte: Das Beispiel Tellur	201
8.2.1	Heutige und künftige Tellurnachfrage für CdTe-Photovoltaik	201
8.2.2	Tellurproduktion – Beschreibung und Simulation der historischen Produktion	203
8.2.3	Simulation des künftigen Tellurangebots und Abgleich mit der erwarteten Nachfrage	205
9	Schlussbetrachtung	208
9.1	Zusammenfassung und Fazit	208
9.2	Ausblick	210
Anhang		213
Literaturverzeichnis		269

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Industrielle Ökosysteme. Typ 1: Lineares System, Typ 2: Quasi-zyklisches System, Typ 3: Zyklisches System.	7
Abbildung 2-2:	Einteilung von Materialflussanalysen	12
Abbildung 2-3:	Grundlegende Lebenszyklusphasen eines Materialkreislaufts	13
Abbildung 2-4:	Vorgehen bei der Entwicklung einer Stoffstromanalyse.....	15
Abbildung 2-5:	Definitionsraum von Stoffstromanalysen nach zeitlichen, räumlichen und methodischen Merkmalen	16
Abbildung 2-6:	Gegenüberstellung von Top-down und Bottom-up Methodik.....	19
Abbildung 2-7:	Vergleich von statischer und dynamischer Simulation eines Materialkreislaufts	21
Abbildung 2-8:	Die grundlegenden Feedback-Loops und daraus resultierendes Systemverhalten	26
Abbildung 2-9:	Die Variablenarten in der Software Vensim	28
Abbildung 2-10:	Links: Modellvariablen ohne Subscripts Rechts: Äquivalente Modellierung mit jeweils drei Subscripts pro Variable	29
Abbildung 3-1:	Der regionale Kupferkreislauf im Detail. Die schematische Darstellung dient als Vorlage für die Implementierung in die Simulationssoftware.	38
Abbildung 3-2:	Der Herstellungsprozess von raffiniertem Kupfer	39
Abbildung 3-3:	Kupferhalbzeuge nach Kategorisierung der Kupferindustrie.....	43
Abbildung 3-4:	Herstellungs- und Verwendungsstruktur von Kupferhalbzeugen	44
Abbildung 3-5:	Kupfer in Endprodukten nach Kategorisierung der Kupferindustrie	46
Abbildung 3-6:	Schematische Darstellung des Datensatzes der Kupferindustrie zur Aufteilung von Kupferhalbzeug auf Endprodukte.....	49
Abbildung 3-7:	Herstellungs- und Verwendungsstruktur von Endprodukten.....	50

Abbildung 3-8:	Links: Neuschrott-Flüsse in China. Rechts: Neuschrott-Flüsse in den übrigen Regionen	51
Abbildung 3-9:	Anthropogener Kupferbestand einer Region unterteilt nach Endprodukten.....	52
Abbildung 3-10:	Die Struktur des Kupferrecyclings bestehend aus verschiedenen Altschrottarten, deren Quellen und Neuschrotten.....	57
Abbildung 3-11:	Schrottmatrix zur Zuordnung der Endprodukte zu Altschrottarten und deren Quellen	58
Abbildung 3-12:	Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer im Bauschutt (C&D)	62
Abbildung 3-13:	Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer in Siedlungsabfällen (MSW), Stand der Technik.....	64
Abbildung 3-14:	Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer in Elektro- und Elektronikschrott (WEEE)	69
Abbildung 3-15:	Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer aus Altfahrzeugen (ELV)	73
Abbildung 3-16:	Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer aus industriellem E-Schrott (IEW)	75
Abbildung 3-17:	Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer aus nicht-elektrischem Industrieschrott (INEW)	76
Abbildung 3-18:	Der Kupferkreislauf – vereinfachte Darstellung zur Ableitung von Recyclingraten.....	78
Abbildung 3-19:	Recyclingindikatoren – Definitionen in Anlehnung an Eurometaux und Eurofer (2012), ICSG (2005) und UNEP (2012).....	80
Abbildung 5-1:	Massenflüsse der Primärkupferproduktion einschließlich Handelsbilanzen in der Vensim-Implementierung. Grün: Variablen nach Berücksichtigung des Außenhandels; Orange: Prozessverluste.....	91
Abbildung 5-2:	Modellierung der Raffinadeproduktion aus Primär- und Sekundärmaterial	92
Abbildung 5-3:	Halbzeugproduktion und –verwendung.....	94
Abbildung 5-4:	Endproduktfabrikation in der Vensim-Implementierung	95

Abbildung 5-5:	Aufbau einer Aging Chain und Herleitung der zugehörigen Ausfallraten. Die Dichtefunktion entspricht dabei der Lebensdauerverteilung eines Endprodukts.....	97
Abbildung 5-7:	Neuschrottbehandlung im Simulationsmodell.....	99
Abbildung 6-1:	Kupferflüsse und -bestände der Europäischen Union für das Jahr 2014 im Sankey-Diagramm.....	104
Abbildung 6-2:	Kumulierte Kupferflüsse und -bestände der Europäischen Union im Zeitraum 2005 bis 2014 im Sankey-Diagramm.....	105
Abbildung 6-3:	Übersicht der Außenhandelsflüsse für die EU 28 im Zeitraum 1990 bis 2014 nach Wertschöpfungsstufe in Kilotonnen	109
Abbildung 6-4:	Europäischer Schrottexport und Kupferpreis. Enger Zusammenhang durch Korrelationskoeffizient von $r = 0,93$ und Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,87$	110
Abbildung 6-5:	Anthropogener Kupferbestand der EU 28 im Simulationszeitraum nach Art der Endprodukte.....	111
Abbildung 6-6:	Pro-Kopf Kupferbestände in Europa. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten für unterschiedliche geographische Ebenen.	114
Abbildung 6-7:	Kupferschrottau kommen in der EU28 vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten.....	117
Abbildung 6-8:	Effizienzbezogene Recyclingindikatoren der EU 28.....	118
Abbildung 6-9:	Links aufgetragen: Aufbereitete europäische Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel in [kt] Rechts aufgetragen: OSR in [%], d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott.....	119
Abbildung 6-10:	Zusammenhang zwischen Recyclingraten und Kupferpreis. Links aufgetragen: Recyclingraten in Prozent Rechts aufgetragen: Kupferpreis in US Dollar pro Tonne.....	121
Abbildung 6-11:	Schrotteinsatz in der EU-Kupferproduktion, unterteilt nach Raffinade- bzw. Direct Melt Schrott. Die Nettoimporte bzw. -exporte beziehen sich sowohl auf Raffinations- als auch auf Direct Melt Schrott.....	122
Abbildung 6-12:	Produktionsbezogene Recyclingindikatoren der EU 28	123
Abbildung 6-13:	Kupferflüsse und -bestände für Nordamerika (USA und Kanada) im Jahr 2014.....	124

Abbildung 6-14:	Kumulierte Kupferflüsse und -bestände Nordamerikas im Zeitraum 2005 bis 2014	125
Abbildung 6-15:	Übersicht der Außenhandelsflüsse für Nordamerika (USA und Kanada) im Zeitraum 1990 bis 2014	130
Abbildung 6-16:	Schrottaußenhandel Nordamerikas im Vergleich. Die negativen Werte der y-Achse stehen für Nettoexporte von Kupferschrott.....	132
Abbildung 6-17:	Anthropogener Kupferbestand Nordamerikas im Simulationszeitraum unterteilt nach Art der Endprodukte	133
Abbildung 6-18:	Pro-Kopf Kupferbestände in Nordamerika. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten.	136
Abbildung 6-19:	Kupferschrottaußenhandelskommen der USA und Kanadas vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten.	138
Abbildung 6-20:	Effizienzbezogene Recyclingindikatoren für Nordamerika	139
Abbildung 6-21:	Links aufgetragen: Aufbereitete nordamerikanische Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel in [kt] Rechts aufgetragen: OSR in [%], d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott.....	140
Abbildung 6-22:	Vergleich der Modellergebnisse zu Neuschrotten mit Statistiken der CDA.....	141
Abbildung 6-23:	EoL-Sammelquote korrigiert um illegale Schrottexporte	142
Abbildung 6-24:	Schrotteinsatz in der Kupferproduktion Nordamerikas, unterteilt nach Raffinade- bzw. Direct Melt Schrott. Die auf UN Comtrade Daten basierenden Nettoimporte bzw. – exporte beziehen sich sowohl auf Raffinations- als auch auf Direct Melt Schrott.....	143
Abbildung 6-25:	Produktionsbezogene Recyclingindikatoren für Nordamerika.....	144
Abbildung 6-26:	Kupferflüsse und -bestände des Jahres 2014 in Lateinamerika.....	147
Abbildung 6-27:	Kupferflüsse und -bestände im Zeitraum 2005 bis 2014 in Lateinamerika.....	147
Abbildung 6-28:	Übersicht der Außenhandelsflüsse für Lateinamerika im Zeitraum 1990 bis 2014.	151
Abbildung 6-29:	Anthropogener Kupferbestand Lateinamerikas im Simulationszeitraum unterteilt nach Art der Endprodukte.	152

Abbildung 6-30:	Pro-Kopf Kupferbestände in Lateinamerika. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten.	153
Abbildung 6-31:	Kupferschrottau kommen Lateinamerikas vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten.....	154
Abbildung 6-32:	Effizienzbezogene Recyclingindikatoren für Lateinamerika	154
Abbildung 6-33:	Links aufgetragen: Aufbereitete lateinamerikanische Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel in [kt] Rechts aufgetragen: OSR in [%], d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott.....	155
Abbildung 6-34:	Schrotteinsatz in der Kupferproduktion Lateinamerikas, unterteilt nach Raffinade- bzw. Direct Melt Schrott. Die Nettoimporte bzw. -exporte beziehen sich sowohl auf Raffinations- als auch auf Direct Melt Schrott.	156
Abbildung 6-35:	Produktionsbezogene Recyclingindikatoren für Lateinamerika.....	156
Abbildung 6-36:	Chinesische Kupferflüsse und -bestände des Jahres 2014 im Sankey-Diagramm.....	159
Abbildung 6-37:	Kumulierte Kupferflüsse Chinas im Zeitraum 2005 bis 2014	159
Abbildung 6-38:	Übersicht der Kupfer-Außenhandelsflüsse Chinas im Zeitraum 1990 bis 2014.	165
Abbildung 6-39:	Anthropogener Kupferbestand Chinas im Simulationszeitraum unterteilt nach Art der Endprodukte.	166
Abbildung 6-40:	Pro-Kopf Kupferbestände in China. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten.	168
Abbildung 6-41:	Kupferschrottau kommen in China vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten.....	169
Abbildung 6-42:	Effizienzbezogene Recyclingindikatoren für China	170
Abbildung 6-43:	Links aufgetragen: Aufbereitete Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel. Rechts aufgetragen: OSR, d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott.....	171
Abbildung 6-44:	Schrotteinsatz in der chinesischen Kupferproduktion. Die Änderungen des Schrottbestands beziehen sich auf Raffinations- und Direct Melt Schrott.	173
Abbildung 6-45:	Produktionsbezogene Recyclingindikatoren für China.....	174

Abbildung 6-46:	Japans Kupferflüsse und -bestände des Jahres 2014 im Sankey-Diagramm	176
Abbildung 6-47:	Kumulierte Kupferflüsse Japans im Zeitraum 2005 bis 2014	176
Abbildung 6-48:	Übersicht der japanischen Außenhandelsflüsse für Kupfer im Zeitraum 1990 bis 2014	180
Abbildung 6-49:	Anthropogener Kupferbestand Japans im Simulationszeitraum unterteilt nach Art der Endprodukte.	181
Abbildung 6-50:	Pro-Kopf Kupferbestände in Japan. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten.	183
Abbildung 6-51:	Japanisches Kupferschrottaufkommen vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten	184
Abbildung 6-52:	Effizienzbezogene Recyclingindikatoren für Japan	185
Abbildung 6-53:	Links aufgetragen: Aufbereitete Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel. Rechts aufgetragen: OSR, d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott.	186
Abbildung 6-54:	Schrotteinsatz in der japanischen Kupferproduktion, unterteilt nach Raffinade- bzw. Direct Melt Schrott. Die Nettoimporte bzw. -exporte beziehen sich sowohl auf Raffinations- als auch auf Direct Melt Schrott.	188
Abbildung 6-55:	Produktionsbezogene Recyclingindikatoren für Japan	188
Abbildung 7-1:	Betroffene Variablen der Sensitivitätsanalyse	192
Abbildung 7-2:	EU 28 – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf	194
Abbildung 7-3:	EU28 – Dichtefunktionen der Recyclingindikatoren aus der Sensitivitätsanalyse	196
Abbildung 8-1:	Nachfrage nach kupferhaltigen Endprodukten in den betrachteten Weltregionen bis 2050	199
Abbildung 8-2:	Anthropogene Kupferbestände nach Weltregion bis 2050	200
Abbildung 8-3:	Verfügbare EoL-Schrotte nach Weltregion bis 2050	200
Abbildung 8-4:	Szenarien zur zukünftigen Tellurnachfrage für CdTe-Photovoltaik, ausgehend von rund 300 t in 2014.	203
Abbildung 8-5:	Modellierung der Tellurproduktion	204

Abbildung 8-6:	Simulierte historische Tellurproduktion im Zeitraum 1990 bis 2014.....	205
Abbildung 8-7:	Angebots- und Nachfrageszenarien für den Tellurmarkt bis 2050	206
Abbildung A.2-1:	Prozentuale Materialverteilung bei den gängigsten Schmelz- und Konverterprozessen von Kupfer.....	214
Abbildung A.4-1:	EU 28 – Anthropogener Kupferbestand im Simulationszeitraum nach Endprodukten.....	228
Abbildung A.4-2:	EU 28 – EoL CR nach Schrottart. Die Kurven der EoL CR von C&D und INEW weisen den gleichen Verlauf auf und liegen übereinander.	229
Abbildung A.4-3:	EU 28 – EoL RR nach Schrottart.....	229
Abbildung A.4-4:	Gesammeltes Kupfer aus WEEE: Vergleich der Daten nach Eurostat (2016b) mit einem angenommenen 10 %-igen Kupferanteil und berechnetem Modellergebnis. Aufgrund eingeschränkter Datenverfügbarkeit wird nur der Zeitraum zwischen 2005 und 2014 betrachtet.	230
Abbildung A.4-5:	Nordamerika – Anthropogener Kupferbestand im Simulationszeitraum nach Endprodukten.....	231
Abbildung A.4-6:	Nordamerika – EoL CR nach Schrottart.....	232
Abbildung A.4-7:	Nordamerika – EoL RR nach Schrottart.....	232
Abbildung A.4-8:	EoL Recyclingrate korrigiert um illegale Schrottexporte	233
Abbildung A.4-9:	Lateinamerika –Anthropogener Kupferbestand Lateinamerikas im Simulationszeitraum nach Endprodukten.....	234
Abbildung A.4-10:	Lateinamerika – EoL CR nach Schrottart.....	235
Abbildung A.4-11:	Lateinamerika – EoL CR nach Schrottart.....	235
Abbildung A.4-12:	China – Anthropogener Kupferbestand im Simulationszeitraum nach Endprodukten.....	236
Abbildung A.4-13:	China – EoL CR nach Schrottart	237
Abbildung A.4-14:	China – EoL RR nach Schrottart	237
Abbildung A.4-15:	Erwarteter zukünftiger Pro-Kopf Kupferbestand Chinas	238
Abbildung A.4-16:	Japan – Anthropogener Kupferbestand Japans im Simulationszeitraum nach Endprodukten.....	239

Abbildung A.4-17: Japan – EoL CR nach Schrottart.....	240
Abbildung A.4-18: Japan – EoL RR nach Schrottart.....	240
Abbildung A.5-1: Nordamerika – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf.....	241
Abbildung A.5-2: Nordamerika – Dichtefunktionen der Recyclingindikatoren aus der Sensitivitätsanalyse.....	242
Abbildung A.5-3: Nordamerika – Dichtefunktionen der EoL CR mit.....	243
Abbildung A.5-4: Lateinamerika – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf	244
Abbildung A.5-5: China – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf	245
Abbildung A.5-6: China – Dichtefunktionen der Recyclingindikatoren aus der Sensitivitätsanalyse.....	246
Abbildung A.5-7: China – Dichtefunktionen der EoL RIR mit einem unterstellten Altschrottanteil von 100 % im importierten Schrott.....	247
Abbildung A.5-8: Japan – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf	248
Abbildung A.5-9: Japan – Dichtefunktionen der Recyclingindikatoren aus der Sensitivitätsanalyse.....	249
Abbildung A.6-1: Schematische Zuordnung der Kupferendprodukte aus dem EU 28-Modell zu den Wirtschaftssektoren des ASTRA- Modells.....	251

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1:	Die 10 häufigsten in Materialflussstudien analysierten Elemente nach Chen und Graedel (2012a)	17
Tabelle 2-2:	Stoffstromanalysen für verschiedene räumliche Ebenen: Prozentuale Häufigkeiten in der Literaturlauswertung. Fehlender Anteil zu 100 % besteht aus ebenenübergreifenden SFAs	18
Tabelle 2-3:	Vorgehensweise bei der Erstellung eines SD-Modells	24
Tabelle 3-1:	Im Simulationsmodell verwendete Minenproduktion des Jahres 2014 in Kilotonnen [kt] Kupfergehalt.	42
Tabelle 3-2:	Im Simulationsmodell verwendete Produktion von Raffinadekupfer des Jahres 2014 in Kilotonnen [kt] Kupfer.	42
Tabelle 3-3:	Durchschnittliche Fabrikationseffizienzen der regionalen Modelle im Zeitraum 1990 bis 2014.	51
Tabelle 3-4:	Mittlere Lebensdauern bzw. Verweildauern im Bestand von kupferhaltigen Endprodukten in Jahren.	54
Tabelle 4-1:	Kupfergehalte in chinesischen Schrottimporten	89
Tabelle 6-1:	Vergleich der Simulationsergebnisse für die EU 28 mit Literaturwerten [Einheit: kt]	107
Tabelle 6-2:	Vergleich der Simulationsergebnisse für Nordamerika mit Literaturwerten [Einheit: kt]	128
Tabelle 6-3:	Jährliche Menge an NE-Metallen, die in den USA als Teil des MSW anfallen und nicht recycelt werden.	137
Tabelle 6-4:	Vergleich der Simulationsergebnisse des LA-Modells mit Literaturwerten [Einheit: kt]	149
Tabelle 6-5:	Vergleich der Simulationsergebnisse des chinesischen Kupferkreislaufs mit Literaturwerten [Einheit: kt]	162
Tabelle 6-6:	Vergleich der Simulationsergebnisse des japanischen Kupferkreislaufs mit Literaturwerten [Einheit: kt]	178
Tabelle 7-1:	EU 28 – Mittelwerte μ und Standardabweichungen σ der Dichtefunktionen	196
Tabelle A.2-1:	Minenproduktion nach Weltregion unterteilt nach Konzentratproduktion und SXEW-Herstellung	215

Tabelle A.2-2:	Raffinadeproduktion nach Weltregion	216
Tabelle A.2-3:	Sekundärmaterialeinsatz bei der Raffinadeproduktion.	216
Tabelle A.2-4:	Änderungen des Bestands an raffiniertem Kupfer nach Weltregion	217
Tabelle A.2-5:	Halbzeugherstellung bzw. -verwendung nach Weltregion	217
Tabelle A.2-6:	Standardabweichungen der Normalverteilungen zur Modellierung der Produktlebensdauern	219
Tabelle A.2-7:	Die Schrottmatrix für die EU 28 und Nordamerika	220
Tabelle A.2-8:	Die Schrottmatrix für Lateinamerika, China und Japan.....	221
Tabelle A.3-1:	Kupfergehalte im E-Schrott – Literatursauswertung	222
Tabelle A.3-2:	Kupfergehalt der in Demontage und Handklaubung manuell aussortierten kupferhaltigen Teile vor bzw. nach dem Shredderprozess – Literatursauswertung	223
Tabelle A.3-3:	Massenanteile kupferhaltiger Fraktionen beim WEEE- Recycling – Literatursauswertung.....	224
Tabelle A.3-4:	Kupfergehalte in End-of-Life Fahrzeugen – Literatursauswertung	225
Tabelle A.3-5:	Kupfergehalt der SLF beim Shreddern von ELV – Literaturwerte	225
Tabelle A.3-6:	Massenanteile kupferhaltiger Fraktionen beim ELV- Recycling – Literatursauswertung.....	226
Tabelle A.4-1:	Jährliche Menge an NE-Metallen, die in den USA als Teil des MSW anfallen und nicht recycelt werden.	233
Tabelle A.5-1:	Nordamerika – Mittelwerte μ und Standardabweichungen σ der Dichtefunktionen	243
Tabelle A.5-2:	China – Mittelwerte μ und Standardabweichungen σ der Dichtefunktionen	245
Tabelle A.5-3:	Japan – Mittelwerte μ und Standardabweichungen σ der Dichtefunktionen	248
Tabelle A.6-1:	Wachstumsraten der zukünftigen Kupferendnachfrage	250
Tabelle A.7-1:	HS92 Codes zur Berechnung des Außenhandels von Kupfer und kupferhaltiger Produkte.	253

Abkürzungsverzeichnis

C&D	Construction and Demolition Waste
CDA	Copper Development Association
CdTe	Cadmiumtellurid
ECI	European Copper Institute
ELV	End-of-Life Vehicles
EoL CR	End-of Life Collection Rate
EoL PR	End-of Life Processing Rate
EoL RIR	End-of Life Recycling Input Rate
EoL RR	End-of Life Recycling Rate
ICA	International Copper Association
ICSG	International Copper Study Group
IEW	Industrial Electrical Waste
INEW	Industrial Non-Electrical Waste
IWCC	International Wrought Copper Council
kt	Kilotonnen
MSW	Municipal Solid Waste
OSR	Old Scrap Ratio
Overall PR	Overall Processing Rate
Overall RER	Overall Recycling Efficiency Rate
PCB	Printed Circuit Board
PV	Photovoltaik
RIR	Recycling Input Rate
SD	System Dynamics
SLF	Shredderleichtfraktion
SSF	Shredderschwerfraktion
USD	U.S. Dollar
WEEE	Waste of Electrical and Electronic Equipment

1 Einleitung

1.1 Motivation

Kupfer ist eines der ältesten Materialien in der Menschheitsgeschichte und mit der Bronzezeit ist sogar ein ganzes Zeitalter nach einer seiner Legierungen benannt. Seit dieser Zeit war Kupfer ein bedeutender Werkstoff und ist dies bis heute geblieben. Insbesondere für alle Arten von elektrischen Anwendungen ist Kupfer aufgrund seiner Leitfähigkeit ein unabdingbarer Werkstoff auch im 21. Jahrhundert. Durch neue Arten der Mobilität und Energiegewinnung, wie z.B. Elektrofahrzeuge oder Windkraft, sowie durch den aktuellen Trend zur zunehmenden Digitalisierung und Vernetzung von Konsumprodukten wird die Bedeutung von Kupfer sogar noch verstärkt. Darüber hinaus herrscht in Entwicklungs- und Schwellenländern ein großer Aufholbedarf an modernen Infrastrukturanwendungen wie z.B. Wasser- und Stromversorgung aber auch hinsichtlich Klima-, Lüftungs- und Kältetechnik. Für all diese Bereiche spielen Kupfer und seine Legierungen eine zentrale Rolle.

Aufgrund der steigenden Nachfrage nimmt die Extraktion von Primärkupfer zu, wobei durch sinkende Kupfergehalte im Erz ein immer größerer Aufwand betrieben werden muss (Crowson 2012; Calvo et al. 2016). In diesem Zusammenhang gewinnt die Erzeugung von Kupfer aus sekundären Quellen zunehmend an Bedeutung, da Sekundärmaterial insbesondere beim Energiebedarf einen Effizienzvorteil von bis zu 40 % gegenüber der Primärerzeugung aufweist (Langner 2011, S. 175). Anders als die gut dokumentierte Primärproduktion sind jedoch Verfügbarkeiten, Materialflüsse und Recyclingeffizienzen von Kupferschrott weitgehend intransparent. Zur Schließung dieser Informationslücke können Materialflussmodelle beitragen, die nicht nur einzelne Produktions- oder Aufbereitungsprozesse abbilden, sondern den gesamten Kreislauf analysieren. Dieser ganzheitliche Ansatz schließt alle Phasen des Lebenszyklus ein, angefangen bei der Minenproduktion über die Kathoden- und Halbzeugherstellung sowie dem Einsatz von Kupfer in Endprodukten, bis hin zu Abfallströmen und dem Wiedereinsatz von recyceltem Sekundärmaterial in der Kupferproduktion. Den letzten Punkten wird dabei auch vor dem Hintergrund der politisch gewollten Entkoppelung von Wirtschaftswachstum und Ressourcenverbrauch mit dem langfristigen Ziel geschlossener Materialkreisläufe eine zunehmende Bedeutung zugemessen (UNEP 2011a, 2011b). Darüber hinaus kann eine höhere Transparenz im Recyclingbereich zu einer bedarfsgerechten Entwicklung und dem gezielten Einsatz technischer Aufbereitungsverfahren beitragen. So können Materialflussmodelle Hinweise auf Materialakkumulationen in bestimmten Produkten oder auch in geographischen Regionen geben, für die die Entwicklung von technischen Aufbereitungsprozessen besonders lohnenswert ist.

1.2 Problemstellung und Zielsetzung

Bereits seit Längerem beschäftigt sich das Fraunhofer ISI mit der Modellierung von Rohstoffkreisläufen. Erste kleinere Kreislaufmodelle, u.a. für Kupfer und Lithium, wurden im Rahmen der Studie „Rohstoffe für Zukunftstechnologien“ erstellt (Angerer et al. 2009). Auch am Institut für Aufbereitung, Deponietechnik und Geomechanik (IFAD) der TU Clausthal wurden Verfügbarkeiten von Kobalt und Lithium zum Einsatz in der Automobilindustrie durch Kreislaufmodelle untersucht (Konietzko 2013).

Vor diesem Hintergrund wurde im Jahr 2011 am Fraunhofer ISI ein dynamisches Stoffstrommodell zur Simulation globaler Kupferflüsse erstellt, nachdem der Kontakt mit dem Verband der Kupferindustrie, d.h. der International Copper Association (ICA)¹, in einem konkreten Projektauftrag mündete. Besonders von Interesse war dabei eine transparente Berechnung von Kupferflüssen in der Nutzungs- und Recyclingphase, da diese Bereiche weit weniger gut dokumentiert sind als die Prozesse der Metall- und Halbzeugherstellung. Bei Analyse der Simulationsergebnisse stellten sich jedoch sehr schnell Fragen nach regionalen Eigenheiten, wie beispielsweise nach dem Umfang von Kupferbeständen in verschiedenen Weltregionen, potentiell verfügbarem Sekundärmaterial oder der unterschiedlichen Leistungsfähigkeit von Recyclingsystemen. Da diese Fragestellungen in einem globalen Simulationsmodell nicht abzubilden sind, werden detailliertere Regionalmodelle benötigt. Solche Modelle sollen in der vorliegenden Arbeit für die EU, Nord- und Lateinamerika, China und Japan entwickelt werden. Die Europäische Union stellt mit ihren 28 Mitgliedern einen der weltgrößten Wirtschaftsräume dar und besitzt eine große kupferverarbeitende Industrie. Nordamerika, das in Anlehnung an die ICA-Einteilung die USA und Kanada umfasst, ist sowohl als Produzent von Primärkupfer und mehr noch als großer Absatzmarkt für kupferhaltige Produkte von Interesse. Lateinamerika, definiert als alle Staaten südlich der USA, ist zwar aus Konsumsicht eher unbedeutend, spielt jedoch angebotsseitig als weltweit größtes Fördergebiet von Kupfer eine herausragende Rolle. Eine ebenfalls bedeutende Position hat China inne, dessen Rohstoffbedarf bedingt durch Ausbau von Infrastruktur und starkem Wirtschaftswachstum in den letzten Jahren exponentiell angestiegen ist. Zuletzt wird noch Japan betrachtet, das als hochentwickeltes Land und zweitgrößte Volkswirtschaft Asiens trotz fehlender eigener Primärförderung ein großer Kupferhersteller ist.

Das Ziel dieser Arbeit sind Simulationsmodelle zur Berechnung von regionalen Kupferkreisläufen für die oben genannten Regionen im Zeitraum zwischen 1990 und 2014. Der ganzheitliche Ansatz schließt dabei alle relevanten Kupferflüsse mit ein, insbeson-

¹ <http://copperalliance.org/>

dere Importe und Exporte von Kupfer und kupferhaltigen Produkten, die auf jeder Stufe des Kreislaufs zu berücksichtigen sind. Zur Bewertung der Recyclingeffizienz in den betrachteten Regionen sollen weiterhin geeignete Kennzahlen berechnet werden, die in den Modellen automatisch aus Massenflüssen abgeleitet werden.

1.3 Aufbau der Arbeit

In der vorliegende Arbeit findet im ersten Kapitel zunächst eine Einordnung der Materialflussmodellierung in den wissenschaftlichen Kontext der Industrial Ecology statt. Weiterhin werden Stoffstromanalysen als eine Ausprägung von Materialflussmodellierung vorgestellt und auf deren praktische Umsetzung mit der System Dynamics Methodik eingegangen, was in Kapitel 2 erfolgt.

Nach einer Literaturübersicht, in deren Mittelpunkt bisherige Arbeiten zu Kupferflüssen in den fünf Fokusregionen stehen, schließt sich in Kapitel 3 die detaillierte Beschreibung der einzelnen Stufen des Kupferkreislaufs an. Die beinhaltet neben der qualitativen Beschreibung auch quantitative Inputdaten, auf denen die späteren Simulationsrechnungen basieren. Ein zentraler Punkt ist dabei die Abschätzung von technischen Aufbereitungseffizienzen für die verschiedenen Arten kupferhaltigen Schrotts. Diese haben einen großen Einfluss auf die Recyclingraten, die im Anschluss definiert werden. Essentiell für das Funktionieren regionaler Kreisläufe und ein zentraler Punkt dieser Arbeit sind Außenhandelsdaten, auf die in Kapitel 4 eingegangen wird.

In Kapitel 5 wird gezeigt, wie die vorher schematisch beschriebenen Kreislaufstufen in die Simulationssoftware implementiert werden. Dabei werden die wesentlichen Rechenwege und das Zusammenspiel der Modellvariablen erläutert und insbesondere der Mechanismus vorgestellt, mit dem die Massenbilanzen in den Kupfermodellen geschlossen werden. Nach abgeschlossener Modellierung werden in Kapitel 6 die Simulationsergebnisse von jeder Region dargestellt und diskutiert. Hierzu wird als Erstes der als Sankey-Diagramm vorliegende Kreislauf insgesamt besprochen und mit Werten aus der Literatur verglichen. Danach wird genauer auf die Kupferbestände, Außenhandelsflüsse sowie den Recyclingbereich eingegangen.

Anschließend muss noch, wie im nachfolgenden Kapitel 7 beschrieben, die Robustheit der Ergebnisse hinsichtlich unsicherer Inputdaten abgeschätzt werden. Hierzu wird eine Sensitivitätsanalyse für zentrale Flüsse, Bestände und Recyclingraten in Form einer Monte Carlo Simulation durchgeführt.

Zuletzt werden in Kapitel 8 zwei Möglichkeiten zur Erweiterung der regionalen Kupferflussmodelle vorgestellt. Eine erste Möglichkeit besteht in der zeitlichen Ausweitung der Modelle hin zu einer Simulation künftiger Kupferflüsse und -bestände bis zum Jahr

2050. Darüber hinaus lassen sich die Kupferflussmodelle um Nebenprodukte erweitern, die z.B. bei der Kupferproduktion anfallen. Beispielhaft wird das Nebenprodukt Tellur vorgestellt und die Beziehung seines Hauptanwendungsbereichs, der Cadmium-tellurid Dünnschicht-Photovoltaik, zum Kupferkreislauf modelliert.

2 Materialflussmodellierung

2.1 Industrial Ecology und MFA

Vor dem Hintergrund eines stetig steigenden Ressourcenverbrauchs der Menschheit, bedingt durch hohes, teils exponentielles Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum der sogenannten Schwellenländer, aber auch durch steigenden Konsum in den etablierten Industrienationen, haben die Umweltbelastungen im letzten Jahrhundert stetig zugenommen (Allenby 1992). Aufgrund dieser Entwicklung verbreitete sich Ende der 1980er Jahre das Konzept der „Industrial Ecology“, das im Wesentlichen auf die Publikation von Frosch und Gallopoulos (1989) zurückgeführt wird (Garner und Keoleian 1995; Boons und Baas 1997), wenngleich die Begrifflichkeit bereits früher verwendet wurde (Cloud 1977). Darin wird das traditionelle Industriemodell – Umwandlung von Rohstoffen unter Material- und Energieverlusten in nutzbare Güter, die nach der Gebrauchsphase als Abfälle entsorgt werden – infrage gestellt und stattdessen ein „industrielles Ökosystem“ vorgeschlagen. Analog zum natürlichen Ökosystem, in dem sämtliche Substanzen wieder- und weiterverwendet werden, ist darunter eine ganzheitliche Betrachtung von industriellen Prozessen zu verstehen, wobei Abfälle und Rückstände des einen Prozesses wiederum als Ausgangsstoffe für andere Vorgänge dienen (Frosch 1992). Das Ziel hierbei ist die Erreichung maximaler Energie- und Materialeffizienzen und dadurch eine Minimierung potenziell schädlicher Einträge in die Umwelt (Garner und Keoleian 1995)².

Der Unterschied zu natürlichen Kreisläufen besteht dabei in der Ausrichtung und Abstimmung der betrachteten Prozesse. Während sich Beziehungen innerhalb von Ökosystemen durch Evolution und Anpassung von selbst ergeben, müssen sie in industriellen Systemen künstlich koordiniert werden (Boons und Baas 1997). Dies führt wiederum zu verschiedenen wissenschaftlichen Herangehensweisen. So steht bei der Erforschung von rein natürlichen Abläufen das Verständnis des Systems durch Beobachten im Vordergrund, während die Industrial Ecology stets vor dem Hintergrund der Suche nach Möglichkeiten zur aktiven Verbesserung und Steigerung der Effizienz des Systems zu sehen ist (Harper und Graedel 2004).

Unter industriellen Systemen wird dabei nicht nur im engeren Sinn die reine Güterproduktion verstanden, sondern die gesamte sogenannte Technosphäre, d.h. sämtliche

² Eine einheitliche Definition der Industrial Ecology existiert nicht, stattdessen gibt es, je nachdem welches Element der Industrial Ecology im Vordergrund stehen soll, verschiedene Möglichkeiten. Eine Auswahl davon findet sich im Anhang von Garner und Keoleian (1995).

menschengemachten technologischen Aktivitäten, die eine Beeinflussung der Umwelt mit sich bringen. Beeinflussungen ergeben sich dabei einerseits durch die Entnahme von Rohstoffen, andererseits dient das natürliche Ökosystem als Senke für Rückstände und Abfälle menschlicher Aktivitäten, die neben der klassischen Industrie unter anderem auch die Sektoren Bergbau, Landwirtschaft, Transport; Energieerzeugung sowie Abfallwirtschaft miteinschließen (Graedel 1996; Lifset 1999). Dementsprechend erstreckt sich die Betrachtung der Industrial Ecology sowohl über Organisationsgrenzen hinweg, als auch auf die Beziehungen und den Austausch zwischen menschlichen Aktivitäten und der Umwelt (Ehrenfeld 1997). Die Wechselwirkungen zwischen Technosphäre und natürlichen Kreisläufen sind dabei so komplex, dass isolierte Betrachtungen einzelner Wirkungszusammenhänge nicht zielführend sind. Stattdessen muss das gesamte aus menschlich-induzierten technischen und natürlichen Prozessen bestehende System im Fokus stehen, und einzelne Aktivitäten immer als Teil dieses großen zusammenhängenden Systems gesehen werden (Allenby 1992).

Ein Kernpunkt dieser Betrachtung stellt das Verfolgen von Energie- und Materialflüssen durch verschiedene Abschnitte des natürlich-technischen Systems dar, wobei eine Transformation der Ausgangsstoffe in Produkte, Nebenprodukte und schließlich in Abfälle stattfindet (Garner und Keoleian 1995). Dieser Ansatz wird auch als „Industrial Metabolism“ bezeichnet und beinhaltet eine systematische Massenbilanzierung sämtlicher Materialflüsse, einschließlich dissipativer Anwendungen (Ayres 1989). Die Definition von Erkman (1997) schließt darüber hinaus noch die Bilanzierung aller das System betreffenden Energieflüsse mit ein. Das Nachvollziehen und Verstehen der Flüsse eines Systems ist für das Industrial Ecology Konzept deshalb so bedeutend, da dieses Verständnis gewissermaßen der erste Schritt hin zum Schließen der Materialkreisläufe ist (den Hond 2000). Geschlossene Kreisläufe wiederum sind gleichbedeutend mit maximaler Effizienz des Systems. Dieser Gedanke begleitet die Industrial Ecology bereits von Anfang an und wurde in den zeitgleich erschienenen Publikationen von Allenby (1992) und Jelinski et al. (1992) beschrieben und später immer wieder aufgegriffen (Graedel 1996; Lifset und Graedel 2002). Geschlossene Materialkreisläufe sollen dabei durch eine Abfolge der drei in Abbildung 2-1 skizzierten Systemtypen erreicht werden. Zunächst existiert ein relativ einfaches lineares Typ 1-System, das externe Ressourcen nutzt und dabei in Abfälle umwandelt. Ähnlich einem evolutionärem Prozess in der Natur wandelt es sich im Laufe der Zeit zu einem quasi-zyklischen Typ 2-System, dem aufgrund seiner höheren Effizienz nur noch begrenzt Ressourcen zugeführt werden müssen und das daher auch weniger Abfälle produziert. Schließlich wird mit Typ 3 ein System erreicht, das sämtliche Materialien intern wiederverwendet wodurch weder externe Senken für Abfälle noch systemfremde externe Ressourcen benötigt werden.

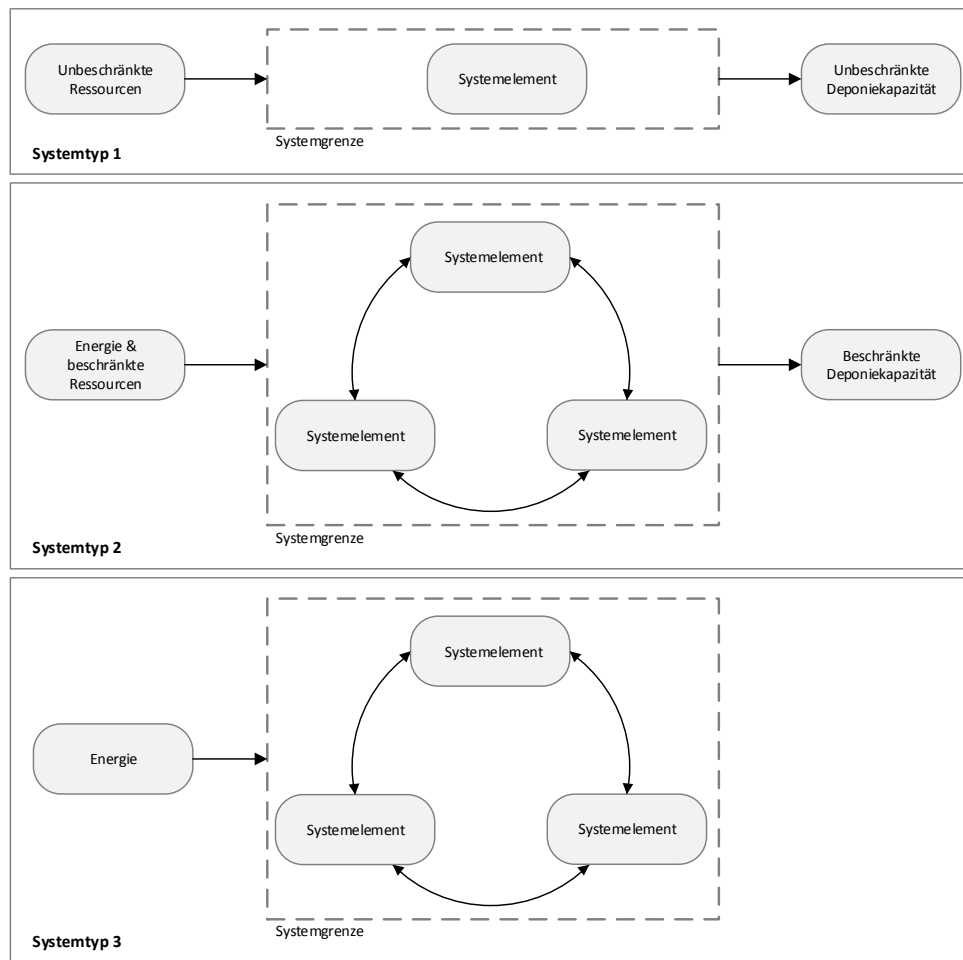


Abbildung 2-1: Industrielle Ökosysteme. Typ 1: Lineares System, Typ 2: Quasi-zyklisches System, Typ 3: Zyklisches System. Quellen: Allenby (1992), Jelinski et al. (1992).

Neben dem Aufzeigen von Effizienzpotentialen im Allgemeinen bietet der ganzheitliche Betrachtungsansatz weiterhin den Vorteil, unbeabsichtigte Folgen von Handlungen aufzuzeigen, die an einer ganz anderen Stelle auftreten können als der zugrundeliegende Eingriff in das natürlich-technische System (Garner und Keoleian 1995; Lifset und Graedel 2002). Ein Beispiel hierfür ist der Einsatz von FCKW in Kühlschränken, das als billiges, nicht gesundheitsschädliches Kühl- und Treibmittel die giftigen Chemikalien Ammoniak und Schwefeldioxid ersetzte, aber gleichzeitig zu den bekannten fatalen Folgen für die Ozonschicht der Erde führte (Frosch und Gallopoulos 1989). Aber auch bei der Analyse von Schwermetalleinträgen in die Umwelt, beispielsweise von Blei, ermöglicht der ganzheitliche Ansatz sowohl beabsichtigte als auch unbeabsichtigte Stoffflüsse zu identifizieren und deren Bedeutung für Einträge in Boden, Wasser und Luft zu quantifizieren (Elshkaki et al. 2009).

Im Hinblick auf Industriemetalle wie Eisen bzw. Stahl, Kupfer oder Aluminium sind wiederum anthropogene Materialbestände und ihr Rohstoffpotenzial von Interesse. Diese Stocks können aktiv oder passiv sein. Aktive Bestände umfassen Rohstoffe, die in Endprodukten gebunden sind und sich momentan in Gebrauch befinden, während unter passiven Beständen auf Deponien oder Abraumhalden entsorgtes Material verstanden wird. Beide Arten können jedoch, geeignete Recyclingstrukturen vorausgesetzt, zur Ressourcensicherung in der Zukunft beitragen (Goldmann 2010). Voraussetzung ist allerdings eine Transparenz über die Höhe und Zusammensetzung der Rohstoffbestände, sowie eine Abschätzung über Zeitpunkt und Höhe anfallender Sekundärmaterialströme. Hierzu kann die ganzheitliche Sichtweise der Industrial Ecology durch Quantifizierung von Materialkreisläufen, z.B. im Rahmen von Stoffstromanalysen beitragen (Brunner und Ma 2009).

2.2 MFA als Werkzeug der Industrial Ecology

Zur konkreten Umsetzung des Industrial Ecology Konzepts gibt es keine feststehenden Handlungsanweisungen oder definierte Lösungen (Sagar und Frosch 1997), stattdessen existieren eine Reihe von Werkzeugen mit unterschiedlicher Schwerpunktsetzung, die in der Literatur auch als verschiedene Typen von Industrial Ecology (Boons und Baas 1997) oder Strategien unter dem Schirm der Industrial Ecology bezeichnet werden (Garner und Keoleian 1995). Allen gemein ist dabei eine Lebenszyklus-orientierte Sichtweise mit den Zielsetzungen Minimierung von Abfällen und nachhaltige Ressourcennutzung (Harper und Graedel 2004).

Eines der wichtigsten Werkzeuge sind Materialflussanalysen (MFA), die einerseits die praktische Ausgestaltung des Industrial Metabolism Ansatzes darstellen und andererseits alle weiteren Tools der Industrial Ecology auf ihnen aufbauen. Brunner und Rechberger (2004, S. 3) verstehen Materialflussanalysen als eine systematische Betrachtung von Flüssen und Beständen innerhalb eines in Zeit und Raum definierten Systems, bei der Quellen, Pfade und temporäre oder endgültige Senken eines Materials miteinander verbunden werden. Das Ziel dabei ist eine vollständige und konsistente Übersicht über alle relevanten Massenströme und -bestände des Systems. Schlüsselprinzip der Materialflussanalyse ist der Massenerhaltungssatz, wonach Materie nicht aus dem Nichts erzeugt werden bzw. verschwinden kann³. Aus diesem Grund muss die Massenbilanz immer ausgeglichen sein, d.h. Summe aller in das zu betrachtende

³ Für die im Rahmen von Materialflussanalysen betrachteten Systeme ist dies korrekt, jedoch kann bspw. bei nuklearen Zerfallsprozessen Masse in Energie umgewandelt werden. Durch die Äquivalenz von Masse und Energie nach Einstein greift in diesem Fall jedoch der 1. Hauptsatz der Thermodynamik (Energieerhaltungssatz).

System eingehender Materialflüsse entspricht der Summe aller ausgehenden Flüsse plus der im System verbleibenden Materialakkumulationen (Fischer-Kowalski et al. 2011). Wird dieses Prinzip strikt angewendet, so können dadurch auch auf den ersten Blick nicht ersichtliche Massenströme und -bestände entdeckt und analysiert werden (Bouman et al. 2000).

2.2.1 Grundelemente von MFAs

Eine Materialflussanalyse besteht aus dem Zusammenspiel ihrer Grundelemente – Systemgrenze, Flüsse, Bestände und Prozesse – die auf verschiedene Weise miteinander kombiniert bzw. ausgestaltet werden können.

Systemgrenze

Die Systemgrenze einer MFA legt den zeitlichen und räumlichen Rahmen der Analyse fest (Brunner und Rechberger 2004, S. 43). Beim zeitlichen Rahmen kann es sich um einen definierten Zeitpunkt oder um einen Zeitraum mit festgelegtem Anfang und Ende handeln. Eine räumliche Systemgrenze ist unter anderem nötig für das Prinzip der Massenbilanzierung. So ist die Unterscheidung zwischen „innen“ und „außen“ eine Voraussetzung zur Berechnung von Materialakkumulationen im System. Auch innerhalb des Systems kann eine Unterteilung in Subsysteme durch räumliche Grenzen sinnvoll sein (van der Voet 1996, S. 22). Beispielsweise ist eine Grenzziehung zwischen Industrie und Umwelt sinnvoll wenn Schadstoffeinträge aus industriellen Prozessen identifiziert werden sollen. Aber auch bei der Analyse von Außenhandelsflüssen zwischen Ländern oder Regionen ist eine Unterscheidung nach räumlichen Grenzen nötig.

Prozesse

Ein Prozess ist eine Aktivität innerhalb der Systemgrenze, bei der Material transformiert, transportiert oder gelagert wird (Brunner und Rechberger 2004, S. 37f.).

In Transformationsprozessen findet eine Umwandlung der Form, der Qualität und / oder der chemischen Zusammensetzung statt, wobei – wie für das Gesamtsystem im Großen – auch hier im Kleinen das Prinzip der ausgeglichenen Massenbilanz gültig ist (Baccini und Brunner 1991, S. 49). Typisch für die Transformation von Material sind Herstellungs- und Produktionsprozesse, beispielsweise die Extraktion und Aufbereitung von Erz aus Minen, die Herstellung von Endprodukten, aber auch das Sortieren und Aufbereiten von Abfällen. Keine Änderungen der Materialeigenschaften treten dagegen bei Transport- und Lagerprozessen auf. Während bei Transporten eine räumli-

che Änderung bei gleichbleibenden Materialeigenschaften stattfindet, erfolgt bei Lagerprozessen eine zeitliche Änderung.

Bestände

Lagerprozesse sind gleichbedeutend mit Beständen. Während die Lagerung eines Gutes in der Regel jedoch ein passiver Vorgang ist der sich über einen Zeitraum erstreckt, schließt der Begriff des „Bestands“ auch die aktive Nutzung mit ein. So bilden beispielsweise Metalle, die in momentan aktiv genutzten Endprodukten verbaut sind, einen Bestand (Kral et al. 2014; vgl. Pauliuk et al. 2013; UNEP 2010).

Ein Bestand geht normalerweise einher mit einem oder mehreren Zu- und Abflüssen. In bestimmten Fällen gibt es aber Bestände mit nur einem Zu- oder Abfluss, wie z.B. der globale Bestand an noch nicht abgebauten mineralischen Ressourcen. Deren Umfang auf der Erde ist begrenzt und es existiert daher kein Zufluss, sehr wohl aber ein Abfluss in Form von Bergbau. Deponien dagegen besitzen einen Zufluss aus Abraum oder Müll, zurzeit jedoch keinen entsprechenden Abfluss. Durch neue Ansätze zum Landfillmining ergeben sich hier aber künftig mögliche Erweiterungen (Goldmann 2010; Kieckhafer et al. 2017).

Der wesentliche Unterschied zu Flüssen liegt in der oben erwähnten zeitlichen Materialkonstanz. Während Materialflüsse in jeder betrachteten Periode neu auftreten, bleibt das im Bestand befindliche Material über die Zeit hinweg erhalten. D.h. für Bestände muss die Massenbilanz nicht räumlich, sondern über die Zeit ausgeglichen sein. Materialzuflüsse sorgen für Bestandserhöhungen, Abflüsse für Bestandsminderungen, die Differenz aus beiden bestimmt die letztlich wirksame Bestandsänderung. Wesentlich für die Bildung eines Bestands ist dabei die zeitliche Verzögerung zwischen Zu- und Abfluss.

Flüsse

Materialflüsse verbinden Prozesse und Bestände und können im Gegensatz zu diesen auch über die Systemgrenzen hinaus gehen. Mit einem Fluss kann eine räumliche Änderung einhergehen (siehe Transportprozess), dies ist jedoch nicht zwingend der Fall. Ein typischer Fluss ist die Verbindung zweier benachbarter Wertschöpfungsstufen, z.B. die Erzgewinnung in der Mine mit der anschließenden Aufbereitung. Dies kann räumlich getrennt stattfinden, in diesem Fall beinhaltet der Materialfluss einen Transportprozess, oder aber die Aufbereitung schließt sich unmittelbar an die Erzextraktion an und es findet kein räumlicher Transport statt, wohl aber ein Übergang zwischen zwei Prozessen. In beiden Fällen wird in der MFA ein Materialfluss dargestellt.

2.2.2 Einteilung von MFAs

Nach den Hond (2000) können Materialflussanalysen prozess- oder produktorientiert sein, auch Bringezu und Moriguchi (2002) verwenden eine ähnliche Unterteilung, siehe dazu Abbildung 2-2. Charakteristisch für prozessorientierte MFAs ist der fest definierte Prozessrahmen und die Bilanzierung aller Materialflüsse, die innerhalb oder durch diesen Rahmen fließen. Dabei kann es sich beispielsweise um einen einzelnen Produktions- oder Recyclingprozess handeln, eine Fabrik als Ganzes, um ein Unternehmen, eine gesamte Branche, aber auch um eine geographische Einheit (Bringezu und Moriguchi 2002). Bei Letzterem ist die Prozessgrenze gleichbedeutend mit der räumlichen Systemgrenze. Die Analyse der Materialflüsse ermöglicht es Ineffizienzen und dadurch bedingte Materialverluste z.B. bei Produktions- oder Recyclingprozessen zu identifizieren, auf die anschließend mit müll- und emissionsvermindernden Maßnahmen wie beispielsweise Pollution Prevention (PP) oder Toxic Use Reduction (TUR) aus dem Bereich der Cleaner Production (CP) reagiert werden kann (van Berkel et al. 1997).

Wie im unteren rechten Teil von Abbildung 2-2 dargestellt, richtet sich im Gegensatz zur Prozessorientierung der Fokus von produktorientierten Materialflussanalysen auf ein bestimmtes Endprodukt, ein Material oder ein definiertes chemisches Element (Brunner und Rechberger 2004, S. 36). Dieses Produkt wird auf seinem Weg durch die verschiedenen Prozesse hinweg verfolgt, beispielsweise von der Produktion über die Gebrauchsphase bis zur Entsorgung oder Wiederverwertung, und währenddessen seine Massenströme bilanziert. Diese Bilanzierungen dienen als Grundlage für Life Cycle Assessments (LCA) und den Design for Environment (DfE) Ansatz. Als erster Schritt eines LCA stellt eine Materialflussanalyse, die in diesem Zusammenhang auch als Life Cycle Inventory (LCI) bezeichnet wird, zunächst Transparenz über alle Flüsse im Lebenszyklus eines Produkts her (Vigon et al. 1995). Danach können die ökologischen Folgen dieser Flüsse im Rahmen eines Environmental Profile bestimmt werden, auf die dann reagiert werden kann mit Änderungen am Produktdesign (DfE), am Produktlebenszyklus (Life Cycle Design LCD) oder mit politischen Maßnahmen wie der Extended Producer Responsibility (EPR) (Garner und Keoleian 1995; Harper und Graedel 2004).

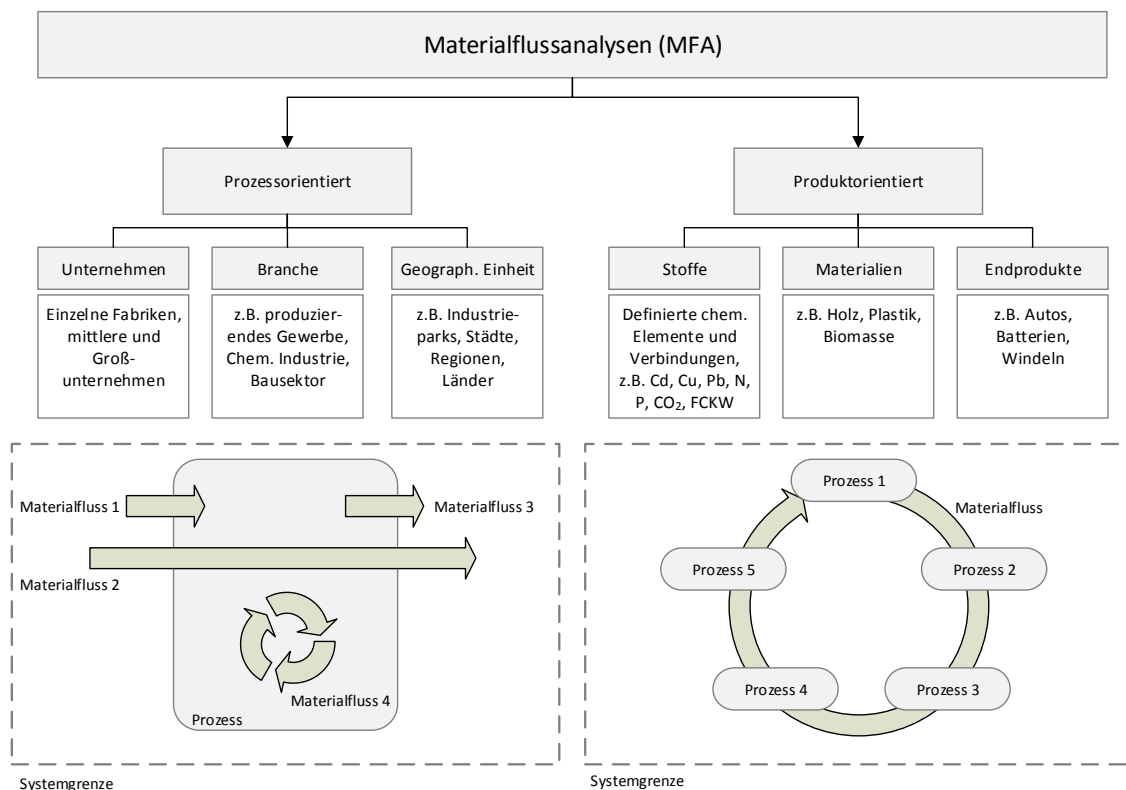


Abbildung 2-2: Einteilung von Materialflussanalysen. Quelle: Eigene Darstellung, angelehnt an Bringezu und Moriguchi (2002)

2.3 Aufbau und Erstellung von Stoffstromanalysen

Wie bereits beschrieben können sich produktorientierte MFAs auch auf bestimmte chemische Elemente oder Verbindungen beziehen. Diese Form, die auch als Stoffstromanalyse (SFA) bezeichnet wird, ist somit eine mögliche Ausprägung des umfassenderen Begriffs der MFA. Sie eignet sich besonders für die Analyse von Kreisläufen bei denen der gesamte Lebenszyklus eines Stoffes auf seinem Weg durch das gesellschaftlich-technische System hinweg analysiert wird. Zusammen mit der damit verbundenen Quantifizierung der Stoffströme, d.h. Massenbilanzierung, sind Stoffstromanalysen somit eine Ausgestaltung des in Kapitel 2.1 beschriebenen „Industrial Metabolism“ Ansatzes (van der Voet 1996, S. 3). Eine Stoffstromanalyse ist immer nur eine vereinfachte Abbildung der weit komplexeren Realität, die zwar möglichst genau dargestellt werden soll, ein gewisser Abstraktionsgrad aber trotzdem stets vorhanden ist. Aus diesem Grund werden SFAs oftmals als Stoffstrom- oder Materialflussmodelle bezeichnet, bzw. das Erstellen einer SFA als Modellierung. In diesem Zusammenhang muss auf die hier auftretende, nicht immer konsistente Begrifflichkeit hingewiesen werden. Obwohl, wie in Abbildung 2-2 zu sehen, formal ein Unterschied zwischen den Begriffen

„Stoff“ und „Material“ besteht, werden diese oftmals synonym verwendet (Brunner und Rechberger 2004, S. 37). So ist insbesondere bei der Analyse von Lebenszyklen, bedingt durch das englische „material cycle“, meist von Materialkreisläufen die Rede, auch wenn es sich um ein bestimmtes Element wie Aluminium oder Kupfer handelt und strenggenommen die Bezeichnung Stoffkreislauf passender wäre. Da diese Unterscheidung in der größtenteils englischsprachigen Literatur allerdings nicht üblich ist, werden im Folgenden auch die deutschen Begriffe „Stoff“ und „Material“ sowie „SFA“ und „MFA“ bedeutungsgleich genutzt.

Ein Materialkreislauf, wie in Abbildung 2-3 dargestellt, beinhaltet typischerweise den kompletten Lebenszyklus eines Materials, bestehend aus allen Stufen der industriellen Wertschöpfungskette und zusätzlich ergänzt um die Gebrauchs- und Entsorgungs- bzw. Recyclingphase (Graedel et al. 2004).

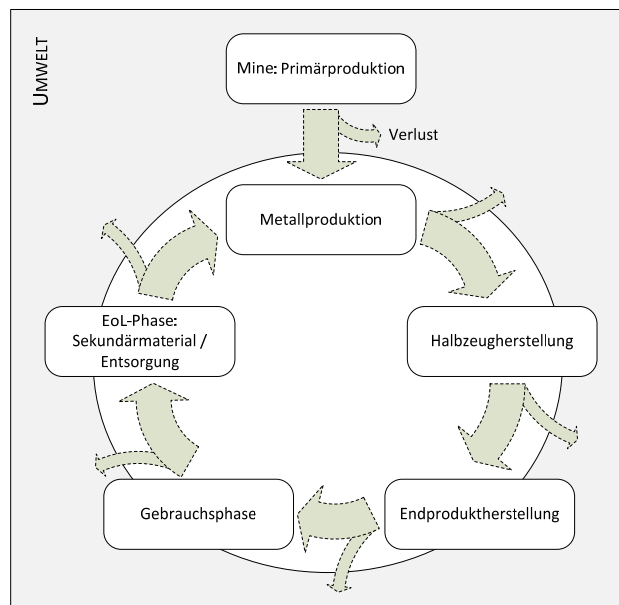


Abbildung 2-3: Grundlegende Lebenszyklusphasen eines Materialkreislaufts

Im Fall metallischer Rohstoffe besteht die erste Stufe des Kreislaufs aus der Primärproduktion, d.h. der Erzextraktion aus Minen. Aus diesem so gewonnenen Rohstoff wird dann das reine Metall extrahiert, was z.B. durch mechanische Aufbereitung, hydro- und pyrometallurgische Prozesse erreicht werden kann. Als nächstes folgt meistens die Herstellung von Halbzeugen wie Drähte, Platten, Bänder oder Barren etc., die dann zu Endprodukten weiterverarbeitet werden. Es folgt die Gebrauchsphase der fertigen Endprodukte. In dieser liegt der Fokus – sofern keine dissipative Nutzung vorliegt – auf der Lebensdauer der Produkte, von der abhängt wann das in den Endprodukten gebundene Material in Form von Abfall anfällt. Das in diesem Abfall enthaltene Material wird schließlich in der End-of-Life Phase entsorgt, oder soweit technisch und wirt-

schaftlich möglich, in Recyclingprozessen zurückgewonnen und kommt als Sekundärmaterial in der Produktion wieder zum Einsatz.

Für die Erstellung einer SFA wurde von van der Voet (1996, S. 18, 2002) ein mehrstufiges Vorgehen entwickelt, das aus den drei Phasen Systemdefinition, Quantifizierung von Flüssen und Beständen sowie Ergebnisinterpretation besteht, siehe Abbildung 2-4. Ein ähnliches mehrstufiges Vorgehen wird auch von der dänischen Umweltbehörde vorgeschlagen (Miljøstyrelsen 2000).

In der ersten Phase der Systemdefinition werden die Rahmenbedingungen festgelegt, d.h. das zu betrachtende Material ausgewählt, die Systemgrenze definiert und ein Flussdiagramm erstellt. Ein solches Flussdiagramm enthält alle relevanten Prozesse, Flüsse und Bestände, sowie ihre Beziehungen untereinander.

Die zweite Phase umfasst zunächst die eigentliche technische Modellierung. Dabei werden die Elemente aus dem zuvor erstellten Flussdiagramm und ihre Verbindungen in mathematische Gleichungen und quantitative Werte übersetzt. Dies kann in relativ einfacher Form erfolgen, indem das jeweilige Element im Flussdiagramm mit einem Wert belegt wird, oder das Flussdiagramm wird in eine Simulationssoftware überführt. Der Vorteil von Letzterem ist die Möglichkeit auch komplexere Berechnungen durchführen zu können, wie z.B. die Einbeziehung von statistischen Verteilungen, während erstere Variante komplett auf extern vorgegebene Fluss- und Bestandsdaten angewiesen ist und lediglich einfache Bilanzierungen möglich sind. Neben der technischen Modellerstellung hängt die Ergebnisqualität einer SFA maßgeblich von den verwendeten Inputdaten ab, da auch bei korrekter Modellierung, jedoch falschen oder ungenauen Inputdaten, keine brauchbaren Ergebnisse zustande kommen. Daher stellt die Recherche und Aufbereitung von externen Inputdaten einen nicht zu unterschätzenden Aufwand innerhalb der Phase 2 dar, insbesondere da sie für gewöhnlich aus verschiedensten, zum Teil sich widersprechenden Quellen kommen, die gesichtet, bewertet und miteinander in Einklang gebracht werden müssen, bevor sie im Modell verwendet werden können (Miljøstyrelsen 2000).

Sind alle Modellelemente mit extern vorgegebenen Werten belegt oder durch modellinterne Berechnungen simuliert, folgt mit der Ergebnisinterpretation die dritte Phase einer Stoffstromanalyse. Dies beinhaltet zunächst die übersichtliche Darstellung von Fluss- und Bestandswerten aus Phase 2, was durch sinnvolle Aggregation der oftmals sehr detaillierten Flussdiagramme erreicht werden kann. Außerdem kann eine proportionale Darstellung nach Größe der Flüsse hilfreich sein. Beides ist beispielsweise durch Sankey-Diagramme realisierbar. Weiterhin können aus den Ergebnissen für Flüsse und Bestände eine Reihe verschiedenster Indikatoren abgeleitet werden (vgl. Bringezu

et al. 2003; Fischer-Kowalski et al. 2011). Soll die Robustheit der Ergebnisse bestimmt werden, ist die Phase der Ergebnisinterpretation erweiterbar um eine Sensitivitätsanalyse, bei der ausgewählte Parameter variiert und ihr Einfluss auf die Ergebnisse bestimmt wird.

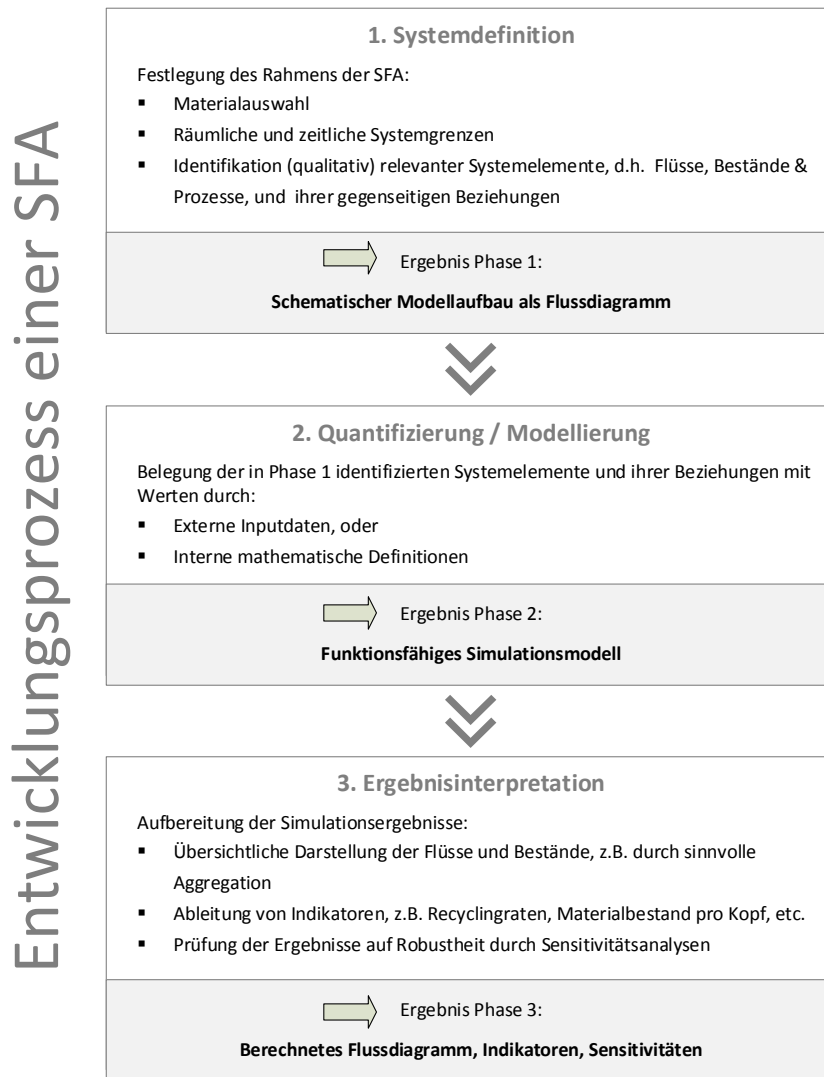


Abbildung 2-4: Vorgehen bei der Entwicklung einer Stoffstromanalyse. Quelle: Eigene Darstellung, angelehnt an van der Voet (1996, S. 15)

2.4 Klassifizierung von SFAs

Obwohl sich das prinzipielle Vorgehen zur Erstellung einer Stoffstromanalyse, wie in Abbildung 2-4 gezeigt, zu einem gewissen Grad verallgemeinern lässt, ist die letztliche Umsetzung einer SFA jedoch stark vom jeweiligen Einzelfall hinsichtlich Fragestellung, untersuchtem System und gewünschtem Erkenntnisgewinn abhängig und kann daher

höchst unterschiedlich ausfallen (UBA 2016). Aus diesem Grund gibt es mehrere Möglichkeiten SFAs zu klassifizieren. Neben der naheliegenden stofflichen Unterscheidung nach betrachtetem Material können die in Abbildung 2-5 aufgeführten zeitlichen, räumlichen, sowie methodischen Merkmale für eine Klassifizierung herangezogen werden. Dabei besteht eine SFA immer aus einer Kombination der verschiedenen Ausprägungen dieser Merkmale.

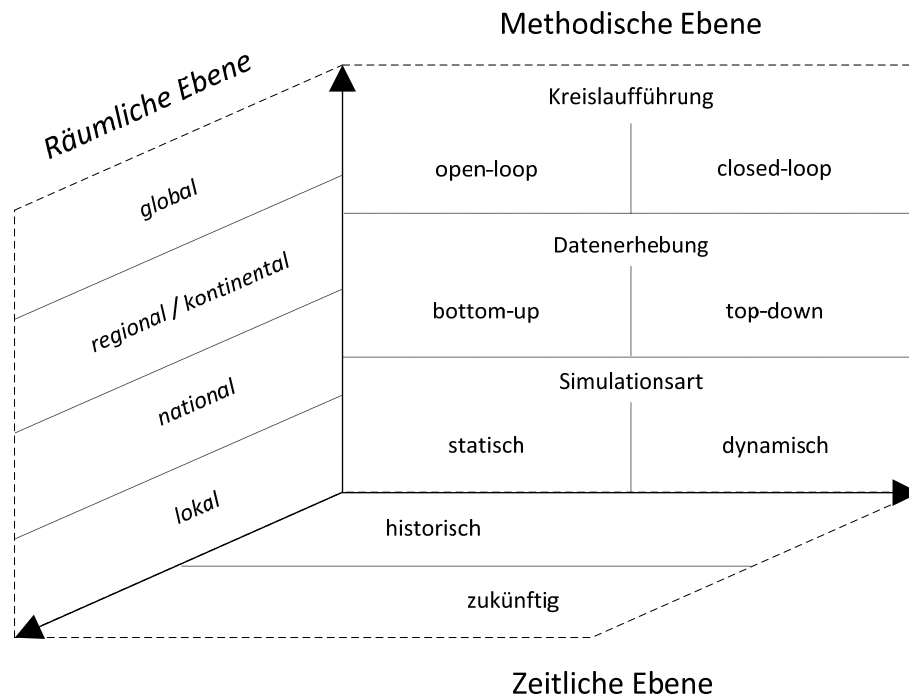


Abbildung 2-5: Definitionsraum von Stoffstromanalysen nach zeitlichen, räumlichen und methodischen Merkmalen

2.4.1 Stoffliche Klassifizierung

Abhängig vom betrachteten Stoff fällt die materialspezifische Modellierung der SFA aus, insbesondere hinsichtlich Rohstoffvorkommen und -aufbereitung, Art und Lebensdauer der Endprodukte, sowie der Recyclingprozesse. Die Spannbreite der betrachteten Stoffe reicht hierbei von Glasverpackungen (Tsai und Krogmann 2013) über Kunststoffe wie PVC (Kleijn et al. 2000) oder PET (Kuczenski und Geyer 2010) bis hin zu verschiedensten Metallen. Letztere machen einen Großteil der Stoffstrommodelle aus, was aus der umfangreichen Literatursauswertung von Chen und Graedel (2012a) hervorgeht, bei der über eintausend verschiedene Kreislaufstudien untersucht wurden. Die Anzahl der Studien spiegelt dabei im Wesentlichen die wirtschaftliche Bedeutung der Metalle wider. Wie aus Tabelle 2-1 zu entnehmen, beziehen sich die meisten SFAs auf

die Industriemetalle Eisen, Nickel und Kupfer. Mit 84 Studien ebenfalls häufig betrachtet wurde Blei, das aufgrund seiner belastenden Wirkung auf die Umwelt im Fokus steht (Elshkaki et al. 2009; Reisinger et al. 2009). Dies deckt sich mit der Literaturstudie von Muller et al. (2014), bei der 60 verschiedene Materialflussanalysen betrachtet wurden und auch hier der überwiegende Anteil auf die Industriemetalle Eisen bzw. Stahl, Aluminium, Kupfer, sowie auf Blei entfällt.

Tabelle 2-1: Die 10 häufigsten in Materialflussstudien analysierten Elemente nach Chen und Graedel (2012a)

Element	Anzahl Studien	Element	Anzahl Studien
Eisen	221	Zink	78
Nickel	133	Chrom	76
Kupfer	94	Phosphor	59
Blei	84	Stickstoff	45
Silber	78	Aluminium	38

2.4.2 Zeitlicher Betrachtungshorizont

Aus zeitlicher Perspektive können Stoffstromanalysen unterteilt werden in retrospektive Studien, die historische Flüsse und Bestände abbilden, und prospektive Studien, die Zukunftsszenarien simulieren. Wie aus der Auswertung von Chen und Graedel (2012a) hervorgeht sind retrospektive SFAs insgesamt deutlich überrepräsentiert. In rund der Hälfte der von Muller et al. (2014) analysierten dynamischen SFAs für Metalle sind jedoch prospektive Ansätze zu finden – oftmals auch als Kombination von historischer und zukünftiger Betrachtung – deren Zeithorizont typischerweise zwischen 20 und 100 Jahren in die Zukunft reicht.

2.4.3 Räumliche Ebenen

Neben der zeitlichen Festlegung bestimmt die räumliche Ebene als Teil der Systemgrenze wesentlich das Aussehen einer Stoffstromanalyse. Prinzipiell kommen als Systemgrenze alle möglichen Abstufungen zwischen einer funktionellen Einheit auf unterster Ebene, wie z.B. einem einzelnen Haushalt oder einer Firma, und einer globalen Betrachtung auf oberster Ebene infrage (Fischer-Kowalski und Hüttler 1998). Jedoch können die meisten SFAs in die in Abbildung 2-5 aufgeführten Ebenen lokal, national, regional und global eingeteilt werden (Chen und Graedel 2012a). Diese Einteilung ist insofern sinnvoll, da Inputdaten für Stoffflussmodelle oftmals nur für diese Ebenen ver-

fügar sind und für die Modellierung von Zwischenstufen, z.B. Westdeutschland, keine Daten existieren.

Tabelle 2-2: Stoffstromanalysen für verschiedene räumliche Ebenen: Prozentuale Häufigkeiten in der Literaturlauswertung. Fehlender Anteil zu 100 % besteht aus ebenenübergreifenden SFAs

Räumliche Ebene	Prozentuale Häufigkeit von SFAs	
	Chen und Graedel (2012a)	Muller et al. (2014)
Lokal	5 %	3 %
National	79 %	60 %
Regional	10 %	8 %
Global	5 %	23 %

2.4.4 Methodische Ebene

2.4.4.1 Open- und Closed-Loop Modelle

Im Hinblick auf die Ausgestaltung von Recyclingprozessen im Materialflussmodell ist oftmals von „Open-“ bzw. „Closed-Loop“ Kreisläufen die Rede. Bei einem Closed-Loop System verbleibt sämtliches Material im System und wird in einem geschlossenen Kreislauf immer wieder recycelt, während Schrotte und Abfälle in Open-Loop Kreisläufen die Systemgrenzen überschreiten um in anderen Systemen eingesetzt und schließlich entsorgt zu werden (Gößling-Reisemann et al. 2007). Diese Art der Einteilung von Stoffstromanalysen ist eng verwandt mit den in Kapitel 2.1, Abbildung 2-1 beschriebenen Systemtypen, wobei der Closed-Loop Kreislauf dem Idealfall, d.h. Systemtyp 3 entspricht. Da heutige Materialkreisläufe im Allgemeinen keinen geschlossenen Zyklus aufweisen, werden dementsprechend die meisten Stoffstromanalysen als Open-Loop Systeme modelliert (Glöser et al. 2013). Vereinzelt existieren jedoch Studien, bei denen die Annahme einer perfekten Kreislaufführung getroffen wird und die somit das Kriterium eines Closed-Loop Modells erfüllen (Pauliuk et al. 2013).

2.4.4.2 Bottom-up und Top-down Modelle

Mit der Bottom-up und Top-down Methodik sind in Abbildung 2-6 zwei grundlegende Arten der Datenerhebung gegenübergestellt, die besonders für die Berechnung von Beständen von Bedeutung ist.

Die Top-down Methodik geht von einer bestimmten Menge Rohmaterial pro Periode aus, im Fall metallischer Rohstoffe ist dies die Summe aus Primär- und Sekundärpro-

duktion, gegebenenfalls ergänzt um Im- und Exporte, und verteilt dieses Material anteilmäßig auf die verschiedenen Endanwendungen (Müller 2006). Im Gegensatz dazu setzt die Bottom-up Modellierung auf Ebene der Endprodukte an, deren spezifischen Materialgehalte bestimmt werden. Der Materialbestand ergibt sich aus der Summe der Endprodukte im System, multipliziert mit dem jeweiligen Materialgehalt. Dadurch können Bestände isoliert, d.h. ohne Materialflüsse, quantifiziert und auch Teilbestände analysiert werden, wie z.B. der in Fahrzeugen verbaute Stahl in Japan (Hirato et al. 2009) oder der Kupferbestand in Stromkabeln schwedischer Städte (Krook et al. 2011).

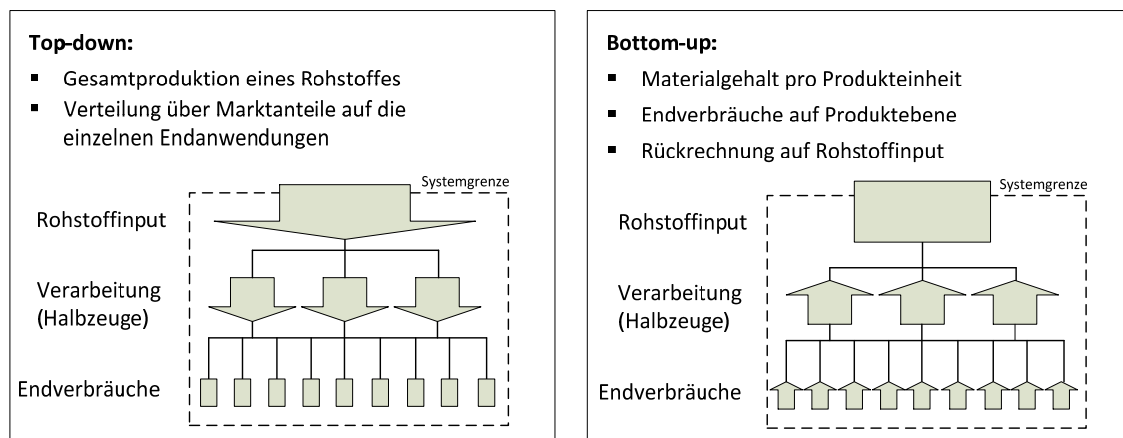


Abbildung 2-6: Gegenüberstellung von Top-down und Bottom-up Methodik.
Quelle: Eigene Darstellung, angelehnt an Glöser et al. (2016)

Im Idealfall sollten beide Ansätze bei der Berechnung desselben Bestandes jedoch zum selben Ergebnis kommen. Die vergleichende Studie von Hirato et al. (2009), die den Stahlbestand in Fahrzeugen in Japan und den USA sowohl Top-down als auch Bottom-up berechnet, kommt jedoch für beide Länder zu unterschiedlichen Ergebnissen. Das Gleiche gilt für die Arbeit von Zhang et al. (2015b), in der der anthropogene Kupferbestand Chinas auf beide Arten berechnet wird und sich eine Abweichung von rund 20 Prozent ergibt. Der Grund dafür liegt in den unterschiedlichen Stärken und Schwächen der beiden Ansätze, durch die Unsicherheiten in den Ergebnissen entstehen: Die Stärke der Top-down Analyse liegt in der stetigen Modellierung, durch die Veränderungen, z.B. der Materialzusammensetzung von Produkten, im Zeitverlauf berücksichtigt werden können (Hirato et al. 2009). Andererseits wird die Top-down Methodik oftmals als unpräzise kritisiert, insbesondere wenn wichtige Bestandteile wie beispielsweise Im- und Export-Flüsse außen vor gelassen werden (Müller 2006). Darüber hinaus wirken sich Unsicherheiten bei Produktlebensdauern, die zur Top-down Berechnung des Materialbestands benötigt werden, direkt auf die Zuverlässigkeit der Ergebnisse aus (Hirato et al. 2009). In die gleiche Richtung geht die Kritik von Gerst und Graedel (2008), die auf eine unsichere Datenlage im Hinblick auf Bestandsabflüs-

se verweisen, was wiederum eng mit Produktlebensdauern verknüpft ist. Als weiteren Nachteil führen Chen und Graedel (2015) die mehr oder weniger scharf definierten Produktsektoren an, z.B. „Konsumprodukte“ oder „Infrastruktur“, mit denen in Top-Down Modellen typischerweise gearbeitet wird. Im Gegensatz dazu ist der Bottom-up Ansatz präziser, da er auf der Analyse konkreter Produkte beruht (Gerst und Graedel 2008; Chen und Graedel 2015). Außerdem zeichnet er sich durch die gute Anwendbarkeit auf niedriger geographischer Ebene aus, beispielsweise für einzelne Städte, da er mit einem geringeren Inputdatenbedarf als die Top-down Modellierung auskommt (Gerst und Graedel 2008; Hirato et al. 2009). Nachteilig wirken sich beim Bottom-up Ansatz dagegen die hohe Sensitivität der Ergebnisse hinsichtlich des Materialgehalts pro Endprodukt aus, insbesondere wenn sich dieser im Zeitverlauf ändert, was nur schwer in der Bottom-up Modellierung berücksichtigt werden kann (Hirato et al. 2009).

2.4.4.3 Statische und dynamische Modelle

Die Unterscheidung zwischen diskreter Betrachtung eines statischen Zeitpunkts einerseits, und der dynamischen Simulation innerhalb eines festgelegten Zeitraums andererseits, ist eine der wichtigsten Unterteilungen von Materialflussmodellen.

Bei einem statischen Modell handelt es sich um die Momentaufnahme eines Materialkreislaufs zu einem festen Zeitpunkt, beispielsweise für ein bestimmtes Jahr. Methodisch sind statische Modelle als lineare Gleichungssysteme aufgebaut, in die der betrachtete Materialkreislauflauf, d.h. Flüsse, Bestände und ihre wechselseitigen Verbindungen, überführt wird (van der Voet 2002). Unter der Nebenbedingung einer geschlossenen Massenbilanz werden diese Gleichungssysteme dann gelöst (Kral et al. 2014). Der Vorteil statischer Modelle besteht in ihrem begrenzten Datenbedarf. Durchgängige Zeitreihen der Inputdaten müssen nicht vorliegen, bereits ein vollständiger Datensatz für eine Periode ist ausreichend. Die zeitliche Fixierung auf einen Zeitpunkt ist jedoch zugleich der größte Nachteil statischer Modelle, da sie zwar das Ergebnis eines Szenarios beschreiben können, jedoch keine Information über den Entwicklungspfad beinhalten, der zu diesem Ergebnis führt.

Der Unterschied zwischen statischen und dynamischen Modellen ist in Abbildung 2-7 verdeutlicht. Im Gegensatz zum statischen Ansatz deckt die Simulation mit einem dynamischen Modell einen mehrperiodigen Zeitraum $t = 1 \dots n$ ab. Dabei werden Materialflüsse und –bestände für jede Periode dieses Zeitraums berechnet. Auch hier besteht das Modell aus linearen Gleichungen, wobei Flüsse und Bestände nicht nur wechselseitig voneinander abhängen, sondern zum Teil auch von ihrem eigenem Zustand der Vorperiode (van der Voet 1996, S. 41ff.). Und analog zu statischen Modellen gilt auch im dynamischen Fall das Prinzip der geschlossenen Massenbilanz, die hier jedoch

nicht auf eine Periode bezogen ist sondern über den betrachteten Zeitraum hinweg geschlossen sein muss.

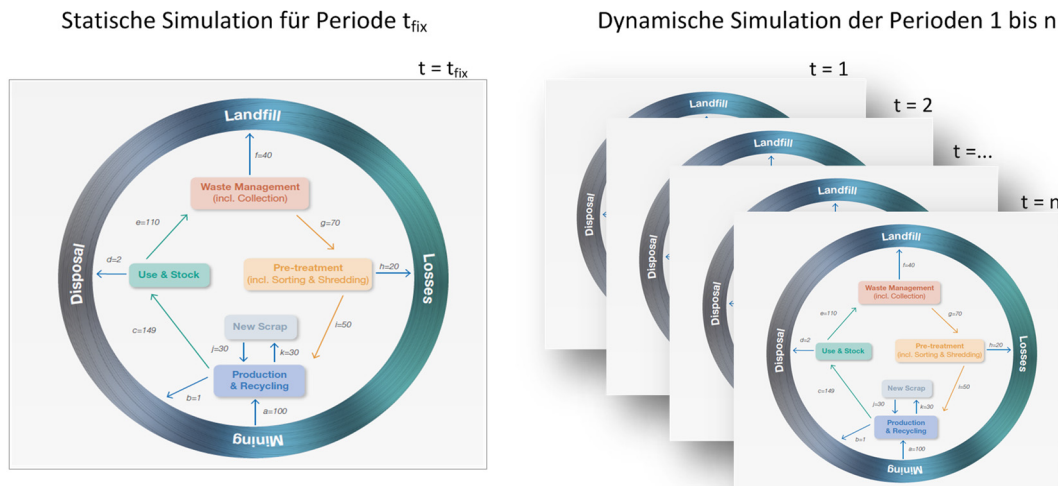


Abbildung 2-7: Vergleich von statischer und dynamischer Simulation eines Materialkreislaufts. Quelle: Eigene Darstellung, Kreislaufdarstellung entnommen aus Eurometaux und Eurofer (2012)

Die Stärke dynamischer Modelle liegt in der Berücksichtigung des zeitlichen Verlaufs, wodurch längerfristige Entwicklungen sichtbar gemacht werden können. So kann durch einen mehrperiodigen Ansatz die Höhe eines Bestands durch Akkumulation jährlicher Zu- und Abflüsse berechnet werden und muss nicht – wie im statischen Fall – abgeschätzt werden. Nachteilig an dynamischen Modellen ist dagegen der umfangreiche Bedarf an Inputdaten. Aus diesem Grund sind die weniger datenintensiven statischen Modelle sehr viel weiter verbreitet. In der Literaturübersicht von Chen und Graedel (2012a) verwenden 989 der analysierten Studien den statischen Ansatz, 85 davon sind dynamisch modelliert.

2.5 Systemdynamische Modelle für Materialkreisläufe

In der technischen Umsetzung lassen sich die oben beschriebenen dynamischen Modelle noch weiter in gleichungsbasierte bzw. agentenbasierte Modelle unterteilen. Agentenbasierte Modelle bestehen aus mehreren Akteuren, deren Entscheidungen in Abhängigkeit bestimmter Systemzustände und dem Verhalten der anderen Akteure jeweils einzeln modelliert werden, was somit einer Bottom-Up Modellierung entspricht.

Das Verhalten des Gesamtsystems ist in diesem Fall nicht vorgegeben, sondern ergibt sich in der Simulation aus dem dezentralen Zusammenspiel des individuellen Verhaltens der Akteure. Während die Vorteile des agentenbasierten Vorgehens in der verhältnismäßig hohen Flexibilität, dem darstellbaren Detailgrad, sowie der realitätsnahen Akteursbetrachtung liegen, wirken sich der damit verbundene Programmier- und Rechenaufwand nachteilig aus (Bollinger et al. 2012). Kritisch gesehen werden darüber hinaus auch die subjektive Wahl von Anzahl und Entscheidungsregeln der Agenten (Sterman 2000, S. 896). Oftmals kommen agentenbasierte Modelle zum Einsatz, wenn nicht nur physische Größen modelliert werden, sondern zusätzliche Faktoren, beispielsweise Verknappungseffekte bei Kritikalitätsbewertungen (Knoeri et al. 2013) oder monetäre Größen bei Marktbetrachtungen (Fisher et al. 1972; Gaustad et al. 2011), eine wesentliche Rolle bei der Materialverteilung spielen.

Für dynamische Modelle, bei denen rein physische Materialfluss- und Kreislaufbetrachtungen im Vordergrund stehen, haben sich dagegen gleichungsbasierte Modelle etabliert, da hierbei eine zentrale Modellierung möglich ist und Entscheidungsregeln auf Akteursebene keine oder nur eine untergeordnete Rolle spielen (van Dyke Parunak et al. 1998; Bollinger et al. 2012). Kennzeichnend für gleichungsbasierte Modelle ist ihr aus einem Differentialgleichungssystem bestehender Aufbau, in dem die Beziehungen zwischen den Modellelementen top-down definiert sind (van Dyke Parunak et al. 1998). Wesentlich dazu zählt die System Dynamics (SD-) Methodik, die zur Modellierung der regionalen Kupfermodelle in dieser Arbeit gewählt wurde und im Folgenden näher erläutert wird.

2.5.1 Entwicklung von System Dynamics und Bezug zur Industrial Ecology

Bereits lange vor Prägung des System Dynamics Begriffs in den 1950er Jahren wurde das zyklische Verhalten von Rohstoffmärkten analysiert und darauf basierend versucht, zukünftige Entwicklungen vorherzusagen (Brenner 1877). Auch die anderen typischen Kennzeichen systemdynamischen Verhaltens wurden schon vor dem Auftauchen des System Dynamics Begriffs für Rohstoffmärkte beschrieben, so beschäftigte sich z.B. Arthur Hanau (1928) bereits früh mit den wiederkehrenden Schwankungen von deutschen Schweinepreisen und erkannte, dass Rückkopplungen in Verbindung mit zeitlicher Verzögerung zu einem oszillierenden Systemverhalten führt.

Neben dem bereits frühen Bezug zu Rohstoffen weist der systemdynamische Ansatz eine weitere enge Verbindung zum Themengebiet der Industrial Ecology auf. Bei beiden Konzepten steht die systemische Betrachtung im Vordergrund – methodisch beim System Dynamics Ansatz und inhaltlich bei der Industrial Ecology – was nicht verwun-

derlich ist, da beide auf gemeinsame Wurzeln zurückgehen (Garner und Keoleian 1995). Forscher der Sloan School of Management um Jay W. Forrester führten am MIT in den 1950er Jahren den systemdynamischen Ansatz ein, indem sie die in der Mess- und Regelungstechnik bereits seit langem gängigen Prinzipien auf miteinander verflochtene industrielle Prozesse anwendeten (Forrester 1956, 1958). Diese bisher einzeln betrachteten Prozesse, u.a. Produktion, Logistik, Vertrieb, wurden jetzt als Teile desselben Systems aufgefasst, die miteinander wechselwirkend in Verbindung stehen. Die fortschreitende Computertechnik begünstigte in der Folgezeit die Ausbreitung des zunächst als Industrial Dynamics bezeichneten und später in System Dynamics umbenannten Konzepts, da dadurch auch komplexere Modelle berechenbar wurden (Forrester 1961). Heute wird System Dynamics von der gleichnamigen Society (2016) wie folgt beschrieben:

“System dynamics is a computer-aided approach to policy analysis and design. It applies to dynamic problems arising in complex social, managerial, economic, or ecological systems — literally any dynamic systems characterized by interdependence, mutual interaction, information feedback, and circular causality.”

Größere öffentliche Bekanntheit erlangte System Dynamics schließlich mit Veröffentlichung der Studie „Limits to Growth“ des Club of Rome, in der die Wechselwirkung zwischen gesellschaftlichen Prozessen, Ressourcenverbrauch und Umweltbelastung erstmals in großem Maßstab berechnet wurde (Meadows et al. 1972) – dies könnte heute auch als Industrial Ecology bezeichnet werden.

2.5.2 System Dynamics für Materialflüsse

Im Zuge der breiteren Anwendung von System Dynamics wurden von Forrester (1961, 321ff.) u.a. Rohstoffmärkte als vielversprechender Einsatzbereich gesehen und so entstanden unter seiner Zuständigkeit am MIT die ersten rohstoffbezogenen SD-Modelle zu Beziehungen und Abhängigkeiten auf dem Kupfer- und Aluminiummarkt (Ballmer 1960; Schlager 1961). Bis heute sind Rohstoffmärkte Gegenstand von SD-Modellen, die sowohl physische Flüsse als auch Preis und Kostenverläufe abbilden (van Vuuren et al. 1999). Insbesondere der globale Kupfermarkt steht dabei immer wieder im Zentrum des Interesses (Auping 2011; Auping et al. 2012; Sverdrup et al. 2014), es existieren aber auch Modelle z.B. für Aluminium (Sverdrup et al. 2015) oder Phosphor (van Vuuren et al. 2010).

Im Gegensatz zu marktbezogenen Betrachtungen, bei denen Angebot und Nachfrage sowie monetäre Größen im Vordergrund stehen, liegt der Fokus rein physischer SD-Modelle auf der Schaffung von Transparenz für alle Flüsse und Bestände im Rohstoff-

kreislauf zur Adressierung von Umwelt-, Effizienz- und Verfügbarkeitsgesichtspunkten. So eignet sich SD zur Quantifizierung potentieller Verlustströme von Schwermetallen sowie deren anthropogener Bestände als Quelle dieser Verluste (Elshkaki 2007; Matsuno et al. 2012). Dagegen steht bei Industriemetallen das Zusammenspiel aus Konsum, anthropogenem Materialbestand und EoL-Schrotten im Mittelpunkt, woraus Effizienzindikatoren und Abschätzungen zu Materialverfügbarkeiten abgeleitet werden können (Dahlström et al. 2004; Buchner et al. 2015; Glöser et al. 2013; Gröticke 2013). Auch für „kleinere“ industriell genutzte Metalle wurden bereits Flussmodelle erstellt, meist in Verbindung mit spezifischen Fragestellungen, z.B. Lithium und Kobalt für die Automobilindustrie (Konietzko 2013).

Neben marktbezogenen Betrachtungen und dem Einsatz zur Kreislaufsimulation auf makroskopischer Ebene kommen systemdynamische Stoffstrommodelle auch auf prozesstechnischer Ebene zum Einsatz. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf der Simulation miteinander interagierender, durch Materialflüsse verbundene Herstellungs-, Verarbeitungs- oder Aufbereitungsprozesse mit dem Ziel der Prozessoptimierung (Reuter und van Schaik 2012; van Schaik et al. 2002). Kennzeichnend ist dabei der hohe Detailgrad mit dem auch Einzel- und Zwischenschritte von Prozessen ausmodelliert werden (Reuter und Verhoef 2004), der Kreislauf als Ganzes steht dabei jedoch nicht im Mittelpunkt.

2.5.3 Erstellung eines System Dynamics Modells

Die grundlegende Vorgehensweise bei der Konstruktion von System Dynamics Modellen wird für gewöhnlich in mehrere Phasen unterteilt, deren Anzahl je nach Detailtiefe und Präferenz des Modellierers zwischen drei und sieben schwanken kann (Luna-Reyes und Andersen 2003, S. 275). Dennoch lassen sich – je nach Autor mehr oder weniger ausführlich formuliert – die folgenden wesentlichen Schritte ableiten, die sich zum Teil mit den SFA-Entwicklungsphasen überschneiden:

Tabelle 2-3: Vorgehensweise bei der Erstellung eines SD-Modells

Phasen der SD-Modellerstellung		SFA-Phasen (siehe Abbildung 2-4)
I.	Problembeschreibung und Definition des Systems	Phase 1
II.	Modellkonzeption	
III.	Quantifizierung und Entwicklung des Simulationsmodells	Phase 2
IV.	Evaluierung	Phase 3

Darüber hinaus wird oftmals unter dem Begriff „Policy analysis“ oder „Policy design“ ein fünfter Schritt angeführt, der sich bereits mit der Ableitung von systemverändernden Handlungsempfehlungen befasst und somit über den eigentlichen technischen Modellierprozess hinausgeht (Stermann 2000, 86ff.). Dies spielt im Hinblick auf Stoffstrommodelle jedoch eine untergeordnete Rolle, insbesondere bei der Simulation historischer Verläufe, und wird daher hier nicht miteinbezogen.

I. Systemdefinition

Nach Bossel (2004, S. 25) sind Modelle „skizzenhafte Darstellungen [...] des Realsystems“ zur Erfüllung eines Modellzwecks, der Art und Umfang des Modellinhalts und der Modellaussagen bestimmt. Aus diesem Grund ist von Anfang an eine eindeutige Definition des Modellzwecks nötig.

Abhängig vom Modellzweck werden dann die Systemgrenzen festgelegt, um zwischen endogenem und exogenem Bereich zu unterscheiden. Der endogene Bereich umfasst das zu modellierende System bestehend aus den Systemelementen und deren Beziehungen, der exogene Bereich ist dagegen als Umwelt kein Teil des Systems. Festzuhalten ist hierbei, dass Faktoren des exogenen Bereichs einen Einfluss auf das System ausüben können, umgekehrt besteht dieser Einfluss jedoch nicht (Rothengatter und Schaffer 2006, S. 168).

II. Modellkonzeption

In der zweiten Phase wird die Modellstruktur konzipiert, indem alle Arten von Wirkungsbeziehungen innerhalb des Systems qualitativ erfasst und in einem Wirkungsdiagramm graphisch veranschaulicht werden (Bossel 2004, S. 27). Das Wirkungsdiagramm als schematische Modelldarstellung umfasst auch alle relevanten Flüsse und Bestände und dient als Vorlage für das zu erstellende Computermodell in Phase III.

Wirkungsbeziehungen im System können statisch, d.h. linear sein, oder sie bestehen aus einem oder mehreren Feedback-Loops. Diese Rückkopplungsschleifen können positiv, negativ, negativ mit Zeitverzögerung oder eine Kombination daraus sein. Positive Feedback-Loops bestehen aus sich gegenseitig verstärkenden Elementen, wodurch sich für das Gesamtsystem ein exponentieller Wachstums- oder Schrumpfungsprozess ergibt. Ein Dämpfungseffekt tritt dagegen bei negativen Feedback-Loops ein, die durch gegenläufige Einflüsse gekennzeichnet sind. Negative Feedback-Loops werden auch als „zielsuchend“ bezeichnet, da sie auf Zielabweichungen korrigierend reagieren und das Gesamtsystem langfristig zu einem Gleichgewichtszustand tendiert (Rothengatter und Schaffer 2006, S. 169; Stermann 2000, S. 111). Dies gilt jedoch nur bei unmittelbarer Wirkung des Korrekturfaktors, erfolgt die Korrektur mit zeitlicher Ver-

zögerung so entsteht im System ein sogenannter „Overshoot“, vergleichbar mit einem Pendel das den Gleichgewichtszustand verfehlt und in die andere Richtung ausschlägt. Infolgedessen muss erneut korrigiert werden, was zu einem entgegengesetzten Overshoot führt. Wiederholt sich diese Abfolge dauerhaft ergibt sich insgesamt ein oszillierendes Verhalten des Systems (Richardson 1991, S. 146; Sterman 2000, 114f.). Die drei Arten Feedback-Loops und das resultierende Systemverhalten sind in Abbildung 2-8 aufgeführt. Darüber hinaus sind Kombinationen mehrerer positiver und / oder negativer Feedback-Loops möglich, bei denen jedoch keine ex ante Aussage bezüglich des Systemverhaltens getroffen werden kann, da alle möglichen Ergebnisse denkbar sind (Richardson 1991, S. 146). Das Systemverhalten kann hierbei erst nach der eigentlichen Simulation festgestellt werden.

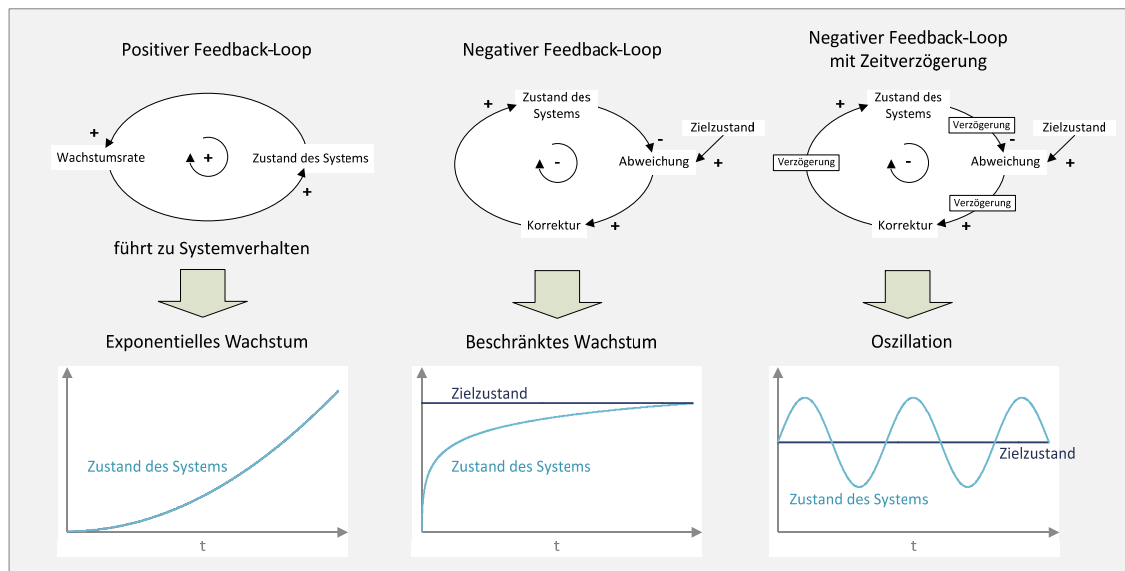


Abbildung 2-8: Die grundlegenden Feedback-Loops und daraus resultierendes Systemverhalten. Quelle: Eigene Darstellung, angelehnt an Sterman (2000, 109ff.)

III. Quantifizierung und Simulation

Im nächsten Schritt erfolgt die Quantifizierung der bisher qualitativ beschriebenen Systemelemente und ihrer Beziehungen in einem Computermode.

Hierzu stehen mit Bestands-, Fluss-, und Hilfsvariablen drei verschiedene Arten von Modellvariablen zur Verfügung. Bestandsvariablen (*levels*) können als Speicher oder Reservoirs angesehen werden, die durch Flussvariablen (*flows*) befüllt oder entleert

werden. Dies kann aus mathematischer Sicht mit Differentialgleichungen erster Ordnung beschrieben werden⁴, siehe dazu Gleichungen (2-1) und (2-2):

$$\text{Bestandsänderung} = \frac{d(\text{Bestand})}{dt} = \text{Zufluss}(t) - \text{Abfluss}(t) \quad (2-1)$$

$$\text{Bestand}(t) = \text{Bestand } t_0 + \int_{t_0}^t [\text{Zufluss}(s) - \text{Abfluss}(s)] ds \quad (2-2)$$

Darüber hinaus lässt sich das Verhalten von Bestandsvariablen situationsspezifisch anpassen. Beispielsweise kann durch den Einbau von Verzögerungsfunktionen sichergestellt werden, dass zugeflossenes Material für eine Zeitspanne Δt im Bestand verbleibt bevor es wieder abfließt (Sterman 2000, S. 196).

Nach der mathematischen Beschreibung des Systems erfolgt die Simulation, d.h. die Lösung des Differentialgleichungssystems. Eine explizite Lösung wird dabei nicht angestrebt, sondern (Zeit-) schrittweise numerisch berechnet (Forrester 1956). Aus diesem Grund müssen bei systemdynamischen Simulationen immer Anfangswerte festgelegt werden.

System Dynamics Software

Quantifizierung und Simulation systemdynamischer Modelle erfolgt in der Regel mithilfe einer geeigneten System Dynamics Software. Hierfür stehen mit POWERSIM, iMODELER, STELLA und VENSIM mehrere Programme zur Verfügung. Der Vorteil spezialisierter SD-Software ist die graphische Oberfläche des Editors, mit der Modelle intuitiv programmiert und übersichtlich dargestellt werden⁵. Außerdem wird das Modell vor der Simulation automatisch auf logische Fehler überprüft und eine Schnittstelle zu MS-Excel ermöglicht die einfache Einbindung externer Daten.

Grundsätzlich ist es möglich ein System Dynamics Modell nur mittels Fluss- und Bestandsvariablen zu erstellen, was jedoch schnell zu langen, unübersichtlichen Gleichungen führt. Hier bietet sich in der Simulationssoftware der Einsatz von Hilfsvariablen an, in die einzelne Aspekte aus den Fluss- und Bestandsgleichungen ausgegliedert werden können. Dadurch werden die Gleichungen entzerrt und eine übersichtlichere und intuitivere Darstellung ermöglicht, was die Bearbeitung des Modells erleichtert.

⁴ Für eine ausführliche Herleitung und zum Umgang mit Differentialgleichungssystemen in SD-Modellen sei auf Forrester (1961, S. 73ff.), Bossel (2004, S. 299ff.) und Sterman (2000, S. 193ff.) verwiesen.

⁵ Systemdynamische Modellierungen sind prinzipiell auch mit Mathematikprogrammen wie MATLAB etc. möglich

Exogene Hilfsvariablen werden darüber hinaus eingesetzt um externe Daten in das Modell einzulesen. Außerdem können Hilfsvariablen als Konstanten vorliegen, deren Wert zu Simulationsanfang definiert wird und sich während des Simulationslaufs nicht ändert.

Im Folgenden wird mit VENSIM® von Ventana Systems gearbeitet. Abbildung 2-9 zeigt eine Übersicht der oben beschriebenen Systemelemente in der Modelleroberfläche von Vensim. In Fortführung der von Forrester (1961, 81ff.) genutzten Symbolik werden Bestände als Rechtecke dargestellt, während Flussvariablen von Leitungen mit eingezeichnetem Ventil symbolisiert werden. Hilfsvariablen und Konstanten werden in der Regel nur als Text dargestellt, können bei Bedarf jedoch durch Form- und Farbgebung hervorgehoben werden. Beziehungen zwischen den Variablen werden durch blaue Pfeile angezeigt. So hängt der in Abbildung 2-9 dargestellte Zufluss von der Hilfsvariablen C ab, die sich wiederum aus den exogenen Hilfsvariablen A und B berechnet. Der Abfluss ist dagegen abhängig vom Bestand sowie einer Konstanten.

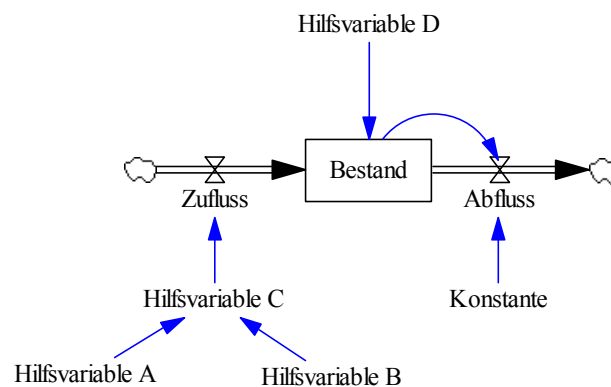


Abbildung 2-9: Die Variablenarten in der Software Vensim

Eine wesentliche Vereinfachung der Modellierung stellen die von Vensim angebotenen sogenannten Subscripts dar. Da Modelle schnell eine unübersichtliche Größe erreichen, kann es sinnvoll sein Variablen in einem Feld zu gruppieren, wobei jedes Feldelement, d.h. Subscript, eine Variable repräsentiert, die nach wie vor separat ansteuerbar bleibt. Somit ändert sich lediglich die Darstellung, nicht jedoch die Funktionalität. Programmiertechnisch können Felder ein- oder mehrdimensional sein. Mit eindimensionalen Feldern, d.h. Vektoren, lassen sich Variablen mit gleichen oder ähnlichen Eigenschaften zusammenfassen. Dieses Prinzip ist in Abbildung 2-10 für die Variablen dreier Produkte veranschaulicht, die einmal ausführlich dargestellt und einmal zu Variablen mit Subscripts zusammengefasst wurden. Variablen mit zweidimensionalen Subscripts eignen sich zur Modellierung von Matrizen und sind bei Bedarf auch zu höherdimensionalen Feldern erweiterbar.

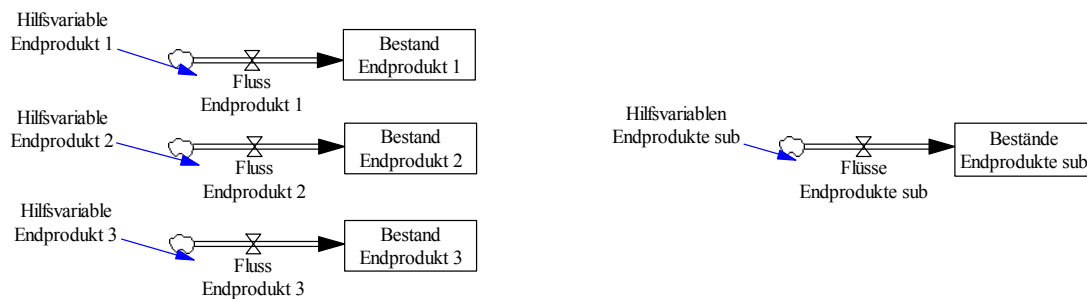


Abbildung 2-10: Links: Modellvariablen ohne Subscripts
Rechts: Äquivalente Modellierung mit jeweils drei Subscripts pro Variable

IV. Evaluierung der Simulationsergebnisse

Nach erfolgreicher Modellierung und Simulation stellt sich bei Betrachtung der Modellergebnisse die Frage nach der Modellgüte und Ergebnisqualität. Dazu wurden von Forrester und Senge (1980) eine Reihe verschiedener Tests zur Prüfung von SD-Modellen beschrieben, die später von Sterman (2000, S. 858ff.) ergänzt wurden.

2.6 Forschungsstand von Stoffstromanalysen für Kupfer

Im folgenden Abschnitt werden bisherige Arbeiten zu Kupferflüssen und -beständen vorgestellt, wobei primär die räumliche Klassifizierung zum Einsatz kommt. Neben einem Überblick zu globalen Kupfer-SFAs erfolgt eine Literaturübersicht für die Zielregionen Europa, Nordamerika, Lateinamerika, China und Japan.

2.6.1 Globale und multiregionale Kupfermodelle

Bei SFA Projekten wird die entwickelte Modellmethodik oftmals gleichzeitig auf mehrere Regionen und Länder angewandt, sodass diese keiner Region bzw. keinem Land direkt zugeordnet werden können. Unter diese, hier als multiregionale Modelle bezeichneten Studien, fallen auch die in Kapitel 2.5.1 erwähnten systemdynamischen Modellierungen von Ballmer (1960) und Schlager (1961), sowie das ökonometrische Modell zu Angebot, Nachfrage und Preisen auf dem Weltkupfermarkts von Fisher et al. (1972), die mehrere Regionen und Länder einbeziehen. Die Systemgrenzen in diesen drei Studien sind dabei nicht räumlich, sondern branchenspezifisch und umfassen daher u.a. die damaligen Hauptproduktions- und Hauptnachfrageländer von Kupfer. Im Rahmen der mittlerweile etablierten Methodik, d.h. Abgrenzung nach politischen bzw. geographischen Grenzen, können vergleichende Analysen von Kupferkreisläufen eines bestimmten Jahres zwischen Ländern bzw. Regionen aufschlussreich sein. Hierbei

wird meistens mit den weniger datenaufwendigen, statischen Modellen und mit beschränktem Detailgrad gearbeitet.

Der wahrscheinlich umfangreichste Vergleich wurde im Rahmen des STAF-Projekts der Yale Universität erstellt, bei dem Kupferkreisläufe von 56 Einzelstaaten, 9 Weltregionen, sowie ein globaler Kreislauf für das Jahr 1994 entwickelt wurden (Kapur et al. 2003; Graedel et al. 2004). Auf Basis dieser Kreisläufe folgten in späteren Jahren weitere Auswertungen (Reck et al. 2006; Tong und Lifset 2007). Das multiregionale Modell von Ayres et al. (2002), in dem neben Kupfer die bei Primärproduktion und Recycling auftretenden Nebenprodukte im Mittelpunkt stehen, verfolgt einen anderen Ansatz. Hierbei wird kein eigener globaler Kreislauf modelliert, vielmehr setzt sich dieser aus den Einzelmodellen von sieben Weltregionen zusammen. Ebenfalls mehrere Regionen umfasst die Bilanzierung von Kupferflüssen mittels Markov-Ketten von Eckelman und Daigo (2008), die am Beispiel Europa beschrieben werden, aber auch Nord- und Lateinamerika, Asien und Afrika umfassen. Einen systemdynamischen Ansatz verfolgt das in der Publikation von Glöser et al. (2013) beschriebene Kupferflussmodell. Ausgehend von den für den Zeitraum von 1910 bis heute simulierten globalen Kupferflüssen bzw. -beständen, lassen sich weltweite Recyclingraten für jedes Jahr des simulierten Zeitraums ableiten. Dieses Modell ist gleichzeitig das Vorgängermodell für die im Rahmen der vorliegenden Arbeit entwickelten Regionalmodelle. Das ebenfalls auf dem System Dynamics Prinzip basierende globale Modell von Sverdrup et al. (2014) befasst sich mit den primären Kupferreserven und deren Reichweite in verschiedenen Szenarien, die zum Teil Jahrhunderte in die Zukunft reichen. Eine Materialflusssimulation findet dabei jedoch nicht statt. Nur auf die Recyclingphase des Kupferzyklus bezieht sich das ökonometrische Modell von Gómez et al. (2007), das sich mit der unterschiedlichen Recyclingeffizienz von Flüssen und Beständen von Kupferschrott beschäftigt.

Die Studien von Kapur und Graedel (2006) sowie von Gordon et al. (2006) und der Beitrag von Kerr (2014) beschäftigen sich mit globalen Kupferbeständen und gehen, vor dem Hintergrund der Diskussion um die Endlichkeit der Ressourcen, darüber hinaus auf das Verhältnis zwischen natürlichen Kupfervorkommen und anthropogenen Beständen ein. Eine dynamische Bestandssimulation sowie die einhergehenden Zu- und Abflüsse bis ins Jahr 2100 und für verschiedene Weltregionen wird von Gerst (2009) beschrieben. Dabei wird insbesondere auf den unterschiedlichen Entwicklungsstand von Industrie-, Schwellen- und Entwicklungsregionen und den daraus resultierenden zukünftigen Kupferbedarf eingegangen, der ins Verhältnis zu den heute bekannten Reserven gesetzt wird.

Einen anderen Weg zur Erfassung anthropogener Kupferbestände gehen Takahashi et al. (2009), die mithilfe nächtlicher Satellitenaufnahmen Rückschlüsse auf das in einer

Region eingesetzte Kupfer ziehen. Die gleiche Vorgehensweise kommt in der Publikation von Rauch (2009) zum Einsatz, die in Verbindung mit dem länderspezifischen Bruttoinlandsprodukt Kupferbestände auf nationaler Ebene ausweist.

2.6.2 Europa

Europa ist die mit am besten durch Kupfer-SFAs abgedeckte Weltregion, da zahlreiche Fluss- und Bestandsanalysen, sowohl statisch als auch dynamisch, auf allen räumlichen Ebenen existieren. Dies beinhaltet die Analyse einzelner Städte, Kupfermodelle europäischer Nationalstaaten sowie für den Kontinent als Ganzes. Bei Letzteren muss jedoch immer die jeweilige geographische Definition von „Europa“ beachtet werden, da geographische und insbesondere politische Grenzen Europas unterschiedlich ausgelegt werden können.

Im Rahmen des STAF-Projekts der Yale Universität wurden zunächst Inputdaten für die verschiedenen Phasen des Kupferkreislaufs zusammengetragen und ein Flussdiagramm erstellt, das im nächsten Schritt für das Jahr 1994 quantifiziert wurde (Graedel et al. 2002; Spatari et al. 2002). Ausführlicher eingegangen wurde dabei auf die Lebenszyklusphase des Kupferrecyclings und die verschiedenen Arten von Kupferschrotten und deren Prozesswege (Bertram et al. 2002). Ergänzend erfolgte eine statistische Analyse zur Materialverteilung im Kupferkreislauf mithilfe mehrerer Szenarien (Rechberger und Graedel 2002).

Auf gesamteuropäischer Ebene ist der Bereich des Kupferrecyclings besonders von Interesse, dessen Verbesserung im Mittelpunkt von Studien im Auftrag der Europäischen Union steht (Europäische Kommission 2010, 2011). Eine höhere Transparenz des Recyclingsektors und insbesondere der Ableitung von Recyclingraten war auch Ziel eines Projekts der International Copper Study Group (ICSG). Dabei wurde für Westeuropa, d.h. die EU 15 Staaten, Norwegen und die Schweiz, ein statisches Flussmodell des Referenzjahrs 1999 entwickelt. Näher eingegangen wurde dabei auf die verschiedenen Arten kupferhaltiger Endprodukte. Basierend auf deren Lebensdauern, den resultierenden Schrottarten und technischen Recyclingeffizienzen wurden quantitative Aussagen für Materialflüsse abgeleitet (ICSG 2005; Ruhrberg 2006).

2.6.2.1 Frankreich

Ein dynamisches Kupferflussmodell auf Länderebene für Frankreich wurde von Bonnin et al. (2013) für den Zeitraum von 2000 bis 2009 entwickelt.

2.6.2.2 Deutschland

Der Lebenszyklus von Kupfer in Deutschland ist Gegenstand mehrerer Studien, wobei zwar teilweise eine statische Quantifizierung von Stoffströmen stattfand, jedoch kein zusammenhängendes Modell erstellt wurde. Stattdessen stehen Nachhaltigkeitsgesichtspunkte im Vordergrund (Frondelet al. 2006; Gößling-Reisemann et al. 2007; Lucas et al. 2007; Wagner et al. 2012). Die Nachhaltigkeit von nicht-erneuerbaren Ressourcen bestimmt auch die Zielsetzung von Erdmann (2004), der in einer statischen Betrachtung den gesamten Kupferkreislauf für Deutschland quantifiziert hat. Einen anderen Schwerpunkt setzt die Studie „Kupfer für Zukunftstechnologien“ (Angerer et al. 2010), in der Bestand und Bedarf von Kupfer für verschiedene Technologien abgeschätzt wurden.

2.6.2.3 Schweiz

Tiefgehende Betrachtungen wurden für die Schweiz durchgeführt. Hervorzuheben ist hier die Dissertation von Wittmer (2006), in der die schweizerischen Kupferbestände zunächst systematisch erfasst und deren Entstehung im 20. Jahrhundert dann dynamisch simuliert wurde (Wittmer und Lichtensteiger 2007). Darüber hinaus wurden für die Schweiz auch Flussanalysen durchgeführt, die sowohl historische Simulationen ab 1850 als auch prospektive Szenarien bis zum Jahr 2100 beinhalten (Bader et al. 2006; Bader et al. 2011).

2.6.2.4 Österreich

Am Beispiel Österreichs wurden Kupferflüsse und –bestände für das 19. und beginnende 20. Jahrhundert untersucht und Strategien bewertet, mit denen auf die Ressourcenknappheit zur Zeit des ersten Weltkriegs reagiert wurde (Klinglmair und Fellner 2010). Darüber hinaus fand für das österreichische Bundesland Steiermark eine statische Betrachtung von Beständen, Quellen und Senken verschiedener Stoffe, darunter auch Kupfer, statt (Schöller et al. 2006).

2.6.2.5 Dänemark

Für die dänische Umweltschutzbehörde wurde in den 1990er Jahren eine statische Kupfer-SFA durchgeführt, deren Fokus neben dem Kupfereinsatz in Dänemark auf den Einträgen in die Umwelt liegt (Miljøstyrelsen 2000).

2.6.2.6 Lokale Ebene

Bei lokalen Kupferstudien handelt es sich um bottom-up Bestandsbetrachtungen europäischer Städte, die in der Regel den Kupferbestand pro Kopf oder in Absolutwerten ausweisen. Dies kann für eine gesamte Stadt sein, wie im Fall von Stockholm (Bergbäck et al. 2001; Sörme et al. 2001), oder sich auf bestimmte Bereiche beziehen, wie z.B. auf den Kupfergehalt im Gebäudebestand von Wien (Kleemann et al. 2016) oder das in Stromkabeln gebundene Kupfer der schwedischen Städte Linköping und Gothenburg (Krook et al. 2011; Wallsten et al. 2015).

2.6.3 Nordamerika

Eine Beschreibung des nordamerikanischen Kupferzyklus für 1994 findet sich in der Publikation von Lifset et al. (2002), die ebenfalls aus dem STAF-Projekt hervorging und später aktualisiert und erweitert wurde (Reck et al. 2006; Lifset et al. 2012; Chen et al. 2016). Darüber hinaus fand eine Dynamisierung des ursprünglich statischen Modells statt, die den Zeitraum von 1900 bis 2000 abdeckt (Spatari et al. 2005).

Sogar 200 Jahre umfasst das etwas ältere Modell von Zeltner et al. (1999), mit dessen Hilfe mehrere Szenarien des U.S.-Kupferkreislaufs zwischen 1900 und 2100 simuliert wurden.

Kreislaufbetrachtungen und besonders Flüsse von Sekundärkupfer sowie zugehörige (Recycling-) Prozesse sind, ähnlich wie in Europa, auch in den USA Gegenstand von Studien im Auftrag öffentlicher Einrichtungen (Anigstein et al. 2003; USGS 2010b). Eine Analyse des US-amerikanischen Kupferbestands liefert die Arbeit von Gordon et al. (2006), in der sowohl eine top-down als auch eine bottom-up Abschätzung durchgeführt wurde. Eher im LCA-Bereich anzusiedeln ist das dynamische Modell von Giurco und Petrie (2007), das den Kupferkreislauf unter CO₂-Emissionssaspekten bis 2050 simuliert, dabei jedoch nur grob auf Massenflüsse eingeht.

Auf Bundesstaatsebene wurde für Connecticut ein statisches bottom-up Modell bzgl. Kupferbeständen und anfallenden Schrotten für das Jahr 2000 erarbeitet (Rauch et al. 2007).

2.6.4 Japan

In der englischsprachigen Literatur sind Kupferkreislaufmodelle für Japan verhältnismäßig seltener anzutreffen als z.B. für Europa oder Nordamerika. Zwar beinhalten die meisten regionsübergreifenden Betrachtungen wie das STAF-Projekt in der Regel auch Japan, diese sind jedoch meist einfachere statische Modelle, in denen das Land nicht

ausführlich behandelt wird. Diese Lücke wurde von Daigo et al. (2009) geschlossen, die ein dynamisches Kreislaufmodell für den Zeitraum 1950 bis 2005, sowohl für Kupfer sowie auch separat für dessen Legierungen, entwickelten.

2.6.5 China

In den letzten Jahren wurden mehr und mehr Massenbilanzen und Kreislaufmodelle für den chinesischen Kupferzyklus vorgestellt. Eine der ersten englischsprachigen Publikationen für chinesische Kupferflüsse befasst sich in einer dynamischen Flussbetrachtung über vier Jahre mit dem chinesischen Kupferrecycling (Yue und Lu 2006). Eine erste Betrachtung des Gesamtzyklus erfolgte zunächst auf Grundlage des im Rahmen des STAF Projekts für China erstellten Kreislaufs, der von chinesischen Autoren anschließend mit aktualisierten Daten befüllt und erweitert wurde (Wang et al. 2008; Guo und Song 2008).

Einen eigenständigeren Ansatz verfolgten Yue et al. (2009) in ihrer Kreislaufanalyse für das Jahr 2005. Darüber hinaus geht das statische Modell von Zhang et al. (2014b), das eine Entwicklung des Kupferkreislaufs anhand ausgewählter Jahre zwischen 1975 und 2010 aufzeigt.

Auf die Entwicklung des chinesischen Kupferbestands konzentrieren sich Terakado et al. (2009), der von ihnen top-down und bottom-up abgeschätzt wird. Ebenfalls top-down und bottom-up berechnen Zhang et al. (2015b) den Kupferbestand in China, wobei eine Zeitspanne von 1952 bis 2012 abgedeckt wird. Bemerkenswert ist die hierbei festgestellte Ergebnisabweichung von 20 % zwischen den Berechnungsarten. In einem zweiten Schritt erfolgt dann noch eine dynamische Fortschreibung des bottom-up Modells bis ins Jahr 2080 und die Simulation mehrerer Szenarien. Dabei werden, ausgehend vom fortgeschriebenen Bestand, die dafür notwendigen Kupferflüsse abgeleitet (Zhang et al. 2015a).

Auf einer niedrigeren räumlichen Ebene bewegt sich das bottom-up Modell für den Kupferbestand der Stadt Nanjing, der nach Endanwendungen aufgeschlüsselt und mit den Beständen anderer Regionen und Städte verglichen wird (Zhang et al. 2012). Eine Betrachtung der Stadt Shanghai erfolgte später mit gleicher Methodik (Zhang et al. 2014a)

Kein zusammenhängender Kreislauf, jedoch eine Flussbetrachtung des Produktions- sowie des Recyclingsektors wurde von Yanjia und Chandler (2010) unter dem Aspekten Energiebedarf und CO₂-Emissionen durchgeführt. Eine Übersicht für den chinesischen Kupfermarkt liefern Shang et al. (2010) wobei auch hier keine zusammenhängende Kreislaufmodellierung stattfindet, sondern der Schwerpunkt auf Zusammenstel-

lung von Daten liegt, darunter Produktionsdaten aber auch den Kupfermarkt betreffende politische Maßnahmen.

2.6.6 Lateinamerika

Die herausragende Rolle von Lateinamerikas Primärkupferproduktion bei gleichzeitig geringer nachfrageseitiger Bedeutung spiegelt sich in der Art der publizierten wissenschaftlichen Artikel wider. So beschäftigen sich Publikationen zu Kupfer in Lateinamerika oftmals mit Produktivitäts- und Umweltfragestellungen hinsichtlich der Primärkupferförderung (Higuera et al. 2004; Garcia et al. 2001; Ramirez et al. 2005). Der Gesamtkreislauf spielt dagegen, verglichen mit anderen Weltregionen, eine eher untergeordnete Rolle. Zwar wurde auch für Lateinamerika im Rahmen des STAF-Projekts ein Kreislauf für das Jahr 1994 quantifiziert (Vexler et al. 2004), aktuellere Studien finden sich jedoch nicht. Mit einer statischen Kupfer-SFA des Basisjahres 2005 für Brasilien von Tanimoto et al. (2010) finden sich lediglich auf nationaler Ebene etwas neuere Werte.

3 Der Kupferkreislauf: Struktur und Datengrundlagen

Dieses Kapitel umfasst Phase 1 und Teile von Phase 2 im Entwicklungsprozess von SFAs nach Abbildung 2-4, mit dem Ziel der Erstellung von dynamischen top-down Modellen für die EU 28, Nord- (NA) und Lateinamerika (LA), China (CN) und Japan (JP) im Zeitraum 1990 bis 2014.

Hierzu wurden die grundlegenden Lebenszyklusphasen von Materialkreisläufen aus Abbildung 2-3 (S. 13) kupferspezifisch angepasst und ausdifferenziert. Dadurch ergibt sich die schematische Gesamtbetrachtung des Kupferkreislaufs in Abbildung 3-1, der aus den wesentlichen Stufen der Primärproduktion, Halbzeug- und Endproduktherstellung, dem Kupferbestand sowie dem Schrottrecycling besteht. Im Folgenden werden diese Stufen näher erläutert, indem ihre Bestandteile im Detail vorgestellt sowie die grundlegenden Beziehungen im Kupferkreislauf definiert werden.

Möglichst genaue Inputdaten bilden eine wesentliche Voraussetzung für aussagekräftige Materialflussmodelle. Für jede Kreislaufstufe werden daher die relevanten externen Inputdaten angegeben, für verwendete Annahmen und Schätzwerte erfolgt eine Herleitung.

Zuletzt wird noch auf die Definitionen der Recyclingraten eingegangen, die sich aus den Stoffflüssen ableiten lassen und ein wesentliches Ergebnis dieser Arbeit darstellen. Außerdem folgt eine Einordnung der verschiedenen Arten von Materialverlusten im Kreislauf, sowie deren Bedeutung für die Recyclingraten.

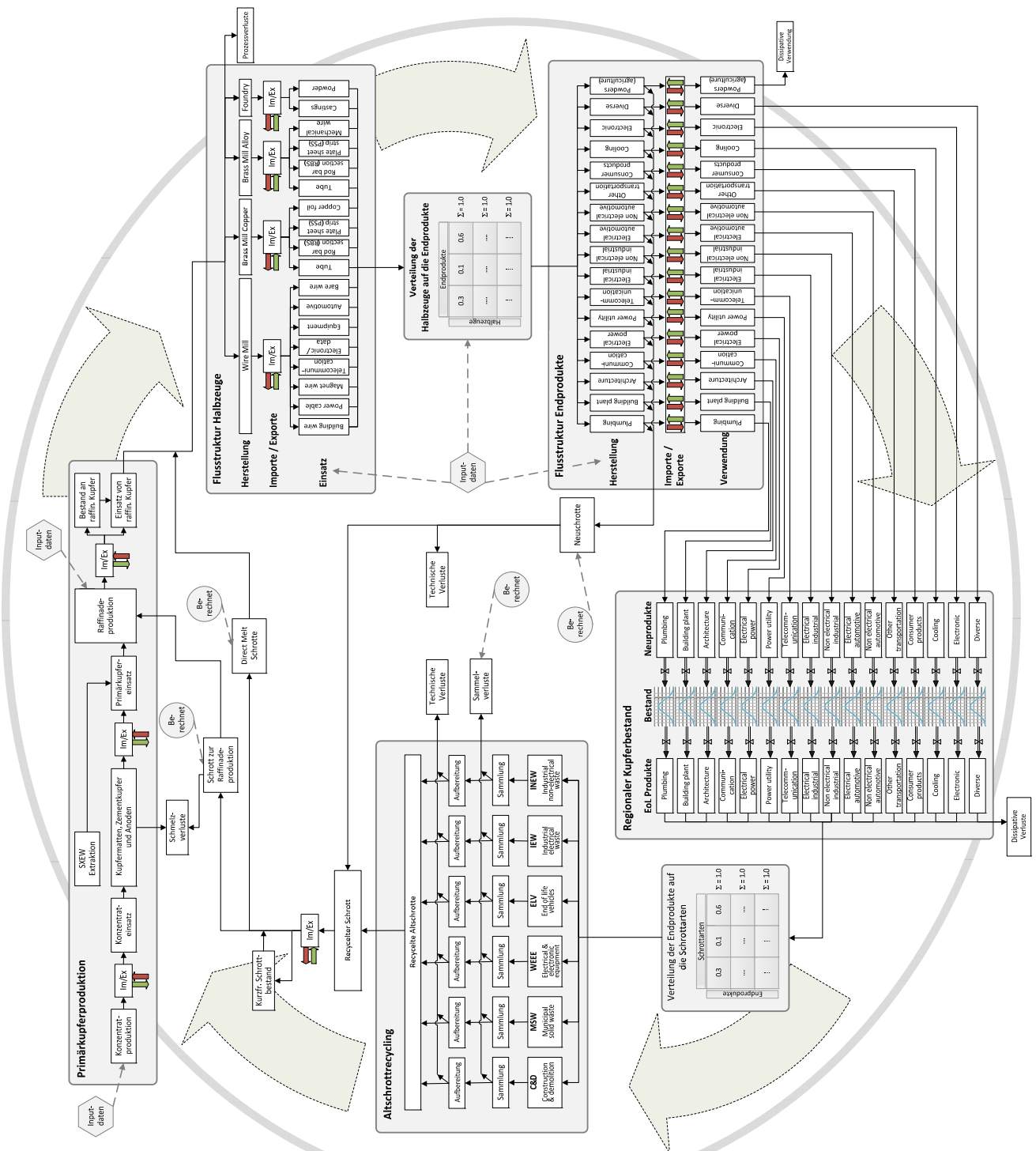


Abbildung 3-1: Der regionale Kupferkreislauf im Detail. Die schematische Darstellung dient als Vorlage für die Implementierung in die Simulationssoftware.

3.1 Extraktion von Primärmaterial und Metallproduktion

3.1.1 Prozessbeschreibung

Die Extraktion von Kupfer aus Minen und der anschließende Produktionsprozess zu reinem Metall bildet die erste Stufe im Kupferzyklus.

Mit einem durchschnittlichen Kupfergehalt von ca. 0,005 % ist Kupfer an 26. Stelle der am häufigsten in der Erdkruste vorhandenen Elemente, in der es zwar auch gediegen vorkommt, weitaus häufiger jedoch in mehreren hundert verschiedenen Mineralien enthalten ist. Davon sind allerdings nur rund 20 für den kommerziellen Abbau von Interesse (Lossin 2000). Aufgrund der Affinität zu Schwefel bestehen abbaubare primäre Kupferminerale nahezu ausschließlich aus Kupfersulfiden, u.a. Chalkopyrit (Kupferkies) CuFeS_2 , Bornit Cu_5FeS_4 , oder Enargit Cu_3AsS_4 , die meist in porphyrischen Lagerstätten zu finden sind und rund zwei Drittel der weltweiten Kupfervorkommen ausmachen. Nahe der Erdoberfläche lagern darüber hinaus sekundäre Mineralien in Form von Oxiden, Carbonaten und Silikaten, die unter dem Einfluss von Verwitterungsprozessen aus Kupfersulfiden gebildet werden. Wird das Kupfer aus diesen Mineralien durch hydrothermale Prozesse herausgelöst und versickert es in tieferliegende Erdschichten, so können auch sekundäre Kupfersulfide entstehen (Lehne 1993; Langner 2011, S. 47ff.).

Daher wird der Kupferbergbau in zwei grundsätzliche Prozessrouten unterteilt: Die konventionelle Förderung sulfidischer Erze, die aufgrund des niedrigen Kupfergehalts vor der Verhüttung in der Regel durch Flotation aufkonzentriert werden müssen, macht mit einem Anteil von ca. 80 Prozent den größten Teil der weltweiten Minenproduktion aus. Die restlichen 20 Prozent werden durch den hydrometallurgischen SXEW-Prozess gewonnen, bei dem Kupfer durch Laugung und anschließender elektrolytischer Abscheidung aus oxidischen Erzen gewonnen wird (Lossin 2006; Langner 2011, S. 91f.).

Beide Extraktionsarten sowie der weitere Prozess zur Herstellung von raffiniertem Kupfer sind in Abbildung 3-2 schematisch aufgezeigt. Außerdem sind die Im- und Exporte dargestellt, die an verschiedenen Stufen der Prozesskette auftreten.

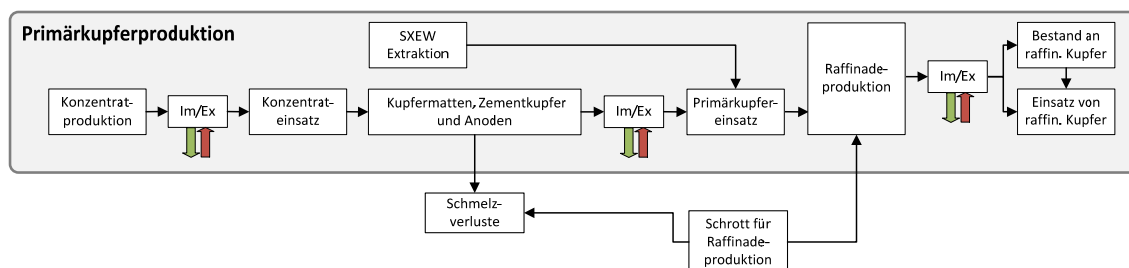


Abbildung 3-2: Der Herstellungsprozess von raffiniertem Kupfer

Die weitere pyrometallurgische Aufbereitung der Konzentrate (~30 % Cu), zu Kupferstein (~70 % Cu), Schwarzkupfer (~95% Cu), Blisterkupfer (~98 % Cu) und Anodenkupfer (~99 % Cu) kann aus Materialfluss-Sicht zu einem Schritt zusammengefasst werden⁶. Dies gilt auch für die damit einhergehenden Im- und Exporte. Wie in Abbildung 3-2 dargestellt, kommt für die anschließende elektrolytische Raffination der Anoden zu Kupferkathoden neben Primär- auch Sekundärmaterial zum Einsatz. Dieses ist separat dargestellt, wenngleich es in der Regel zur Temperatursteuering (Kühlung) bereits den Schmelzprozessen des Primärmaterials zugesetzt wird. Sekundärhütten, in denen Anodenkupfer gänzlich aus Schrotten hergestellt und im Anschluss raffiniert wird, sind jedoch ebenfalls möglich (Langner 2011, S. 189ff.)⁷.

Die bei der Verhüttung und der Elektrolyse entstehenden Prozessverluste werden wie folgt abgeschätzt: Beim Schmelzen von Konzentraten und während des Konverterprozesses geht ein Teil des Kupfers (bis 10 %) in Stäube und Schlacke über, das jedoch durch Wiederaufbereitung zum Schmelzprozess bzw. durch Schlackenaufbereitung zu rund 90 % wiedergewonnen werden kann, siehe hierzu auch Abbildung A.2-1 im Anhang. Da weiterhin die bei der elektrolytischen Raffination der Anoden zu hochreinen Kupferkathoden (99,99 % Cu) entstehenden Materialverluste nach Schlesinger et al. (2011, S. 250ff.) mit < 0,2 % minimal sind, wird im Simulationsmodell für den gesamten Prozess ein pauschaler Effizienzverlust von 1 % angenommen. Für Details zu technischen Ausprägungen der pyrometallurgischen Verfahren und zu den bei der Elektrolyse stattfindenden chemischen Reaktionen sei auf einschlägige Literatur verwiesen, z.B. Lehne (1993), Lossin (2000, 2006) und Schlesinger et al. (2011). Für die Kupfergewinnung nach dem SXEW-Prozess müssen dagegen aus Massenbilanzsicht keine Effizienzverluste angenommen werden, da das Ergebnis des SXEW-Prozesses bereits raffiniertes Kupfer ist und Produktionsstatistiken sich darauf beziehen. Verluste, die im Prozess auftreten, sind in den Inputdaten der Modelle somit bereits berücksichtigt.

Nach der Produktion werden die fertigen Kupferkathoden exportiert, bzw. importierte Kathoden zur heimischen Produktion hinzugefügt. Darüber hinaus findet sich hier der

⁶ Hinsichtlich der Begrifflichkeiten, die immer auch abhängig von der spezifischen Prozessausprägung sind, herrscht im Deutschen eine gewisse Uneinheitlichkeit. So wird „Schwarzkupfer“ zum Teil synonym zu Kupferstein bzw. Blisterkupfer verwendet und kommt darüber hinaus auch für Zwischenprodukte in der Verhüttung von Sekundärmaterial zum Einsatz. Im Rahmen dieser Arbeit wird unter Kupferstein das Produkt der ersten Anreicherungsstufe des Konzentrats bei der pyrometallurgischen Raffination verstanden, wobei mittels der Reaktion von CuFeS_2 zu Cu_2S der Schwefelanteil gesenkt und der Cu-Gehalt erhöht wird. Als Schwarzkupfer bezeichnet wird hingegen weiter aufbereiteter Kupferstein, d.h. nach dem Vorblasen bzw. Schlackeblasen. Dieses Schwarzkupfer wird dann weiter zu Blisterkupfer verblasen.

⁷ Eine bedeutende Sekundärhütte ist z.B. der Standort Lünen der Aurubis AG.

Kathodenbestand. Raffiniertes Kupfer wird meist in Lagerhäusern von Rohstoffbörsen, wie der Londoner LME, der SHFE in Shanghai und der COMEX in New York gehalten. Darüber hinaus existieren Bestände bei kupferproduzierenden und -konsumierenden Unternehmen, sowie Regierungsbestände (ICSG 2016, S. 4).

3.1.2 Modelldaten

Die Produktionsdaten für Primärkupfer sind in der Regel gut dokumentiert und werden von verschiedenen geologischen Diensten wie der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), dem geologischen Dienst der USA (USGS), der British Geological Survey (BGS) oder der chilenischen Kupferkommission (Cochilco) zum Teil öffentlich bereitgestellt. Bedeutende Datenquellen, nicht nur für die Primärproduktion, sind darüber hinaus die zwischenstaatliche Organisation International Copper Study Group (ICSG), sowie die International Copper Association (ICA) mit ihren regionalen und nationalen Unterorganisationen. Darüber hinaus bieten private Dienstleister, wie beispielsweise die schwedische Raw Materials Group (mittlerweile S&P Global), detaillierte Zahlen auf Ebene einzelner Minen bzw. Unternehmen an.

Die Minenproduktion wird typischerweise als Nettogewicht des gewonnenen Kupfers ausgewiesen, wobei nach Extraktionsart unterschieden wird. In Tabelle 3-1 sind die im Modell verwendeten Daten des Jahres 2014 für die EU 28, Nordamerika (NA), Lateinamerika (LA), China (CN) und Japan (JP) aufgeführt. Der gesamte Datensatz seit 1990 und Quellenangaben sind in Anhang A.2.2 zu finden. Zur besseren Einordnung der Daten ist in Tabelle 3-1 außerdem die Weltproduktion von Primärkupfer aufgeführt. Daraus ist ersichtlich, dass durch die fünf betrachteten Weltregionen rund zwei Drittel der Weltminenproduktion abgedeckt werden, wobei aus Lateinamerika als bedeutendster Abbauregion fast die Hälfte des weltweit geförderten Primärkupfers stammt. Analog zeigt Tabelle 3-2 die Raffinadeproduktion des Jahres 2014 nach Regionen, für den kompletten Datensatz siehe Anhang A.2.3. Beim Vergleich der beiden Tabellen wird die Differenz zwischen Primär- und Raffinadeproduktion deutlich. Diese ist auf den Einsatz von Sekundärmaterial aus Schrotten zurückzuführen, der ebenfalls im Anhang aufgeführt ist, siehe Tabelle A.2-3. In Tabelle A.2-4 finden sich außerdem die jährlichen Änderungen der regionalen Raffinadebestände.

Tabelle 3-1: Im Simulationsmodell verwendete Minenproduktion des Jahres 2014 in Kilotonnen [kt] Kupfergehalt.

2014	EU 28	NA	LA	CN	JP	Global
SXEW	74	508	2 092	26	0	3 835
Konzentratproduktion	774	1 564	5 975	1 607	0	14 681
Σ Minenproduktion	848	2 072	8 066	1 632	0	18 516

Tabelle 3-2: Im Simulationsmodell verwendete Produktion von Raffinadekupfer des Jahres 2014 in Kilotonnen [kt] Kupfer.

2014	EU 28	NA	LA	CN	JP	Global
Kupferraffination	2 760	1 411	3 681	7 649	1 554	23 011

3.2 Halbzeugherstellung und –verwendung

3.2.1 Prozessbeschreibung

Als nächster Schritt im Kupferzyklus werden die aus Primär- und Sekundärhütten stammenden Kupferkathoden zusammen mit weiterem, unmittelbar eingesetztem Sekundärmaterial zu verschiedenen Arten von Kupferhalbzeug weiterverarbeitet. Bei den unmittelbar eingesetzten Sekundärmaterialien handelt es sich um Schrotte mit geringem Verunreinigungsgrad und bekannter Zusammensetzung, was hauptsächlich auf Neuschrotte zutrifft, sowie zum Teil auf bestimmte Altschrotte wie z.B. Kabel. Diese sogenannten Direct Melt Schrotte müssen daher nicht die pyrometallurgische Aufkonzentration und elektrolytische Raffination durchlaufen, sondern können direkt zu Halbzeug wiedereingeschmolzen werden.

Eingeteilt werden die Kupferhalbzeuge anhand einer Kategorisierung, die von der International Copper Association übernommen wurde und die vier Oberkategorien – Wire Mill (Drahtwalzprodukte), Brass Mill Copper (Kupferhalbzeuge), Brass Mill Alloy (Legierungshalbzeuge) und Foundry (Gussprodukte) – unterscheidet. Diese vier Oberkategorien können, wie in Abbildung 3-3 aufgeführt, in 18 verschiedene Halbzeugarten noch weiter aufgeschlüsselt werden.

Halbzeuge

Drahtwalzprodukte (Wire Mill)	Stromleitungen	(Building wire)	< 1 kV, $\varnothing < 35 \text{ mm}^2$, Gebäudeinstallation
	Stromkabel	(Power cable)	> 1 kV, $\varnothing > 35 \text{ mm}^2$
	Lackdraht	(Magnet wire)	Wickeldraht
	Telekommunikation	(Telecommunications)	Telefon-/Datenkabel außen
	EDV-Kabel	(Electronic/data)	Telefon-/Datenkabel innen
	Anlagenelektrik	(Equipment)	Flex. Niederspannungskabel
	Automobilelektrik	(Automotive)	Insbes. für Kabelbaum
	Blankdraht	(Bare wire)	z.B. für Durchlauferhitzer
Kupfer- halbzeuge (Brass Mill Copper)	Rohre	(Tube)	Klima-, Heizungs-, Lüftungsrohre
	Stangen, Profile	(Rod bar section RBS)	(Strom-)Schienen etc.
	Platten, Bleche, Bänder	(Plate sheet strip (PSS))	Stärke $\geq 10 \text{ mm}$: Platten 1 - 10 mm: Bleche
	Kupferfolie	(Copper foil)	Stärke $\leq 0,15 \text{ mm}$
Legierungs- halbzeuge (Brass Mill Alloy)	Rohre	(Tube)	Klima-, Heizungs-, Lüftungsrohre
	Stangen, Profile	(Rod bar section RBS)	Armaturen, Ventile, Verschlüsse
	Platten, Bleche, Bänder	(Plate sheet strip PSS)	Stärke $\geq 10 \text{ mm}$: Platten 1 - 10 mm: Bleche
	Draht	(Mechanical wire)	Nicht-elekt. Anwendungen
Guss- halbzeug (Foundry)	Gussteile	(Castings)	Cu-Gehalt = 75 %
	Kupferpulver	(Powder)	Dissipative Anwendungen

Abbildung 3-3: Kupferhalbzeuge nach Kategorisierung der Kupferindustrie.
Quelle: Eigene Darstellung, Kategorisierung und Beschreibung
nach ICA (2006-2014)

Da der Außenhandel von Kupferhalbzeugen jedoch nicht im selben Detailgrad vorliegt (siehe Handelsklassifikationen in Anhang A.7), werden Im- und Exportflüsse auf Ebene der vier Oberkategorien berücksichtigt. Erst danach wird das Kupfer auf die 18 verschiedenen Halbzeugarten aufgeteilt, die dann zur Herstellung von Endprodukten eingesetzt werden können. Abbildung 3-4 zeigt die Halbzeugflüsse in der schematischen Übersicht. Wie bei jedem Herstellungsprozess fällt auch bei der Produktion von Halbzeugen Ausschuss in Form von Neuschrotten an. Da diese Halbzeugschrotte jedoch zentral anfallen, nicht verunreinigt und in bekannter Zusammensetzung vorliegen, können sie unter minimalen Verlusten dem Prozess wieder zugeführt werden, entweder direkt innerhalb des Halbzeugwerks oder durch feste Kunden-Lieferanten-Beziehung zwischen Halbzeugproduzent und Kupferhütte. Für trotzdem auftretende Prozessverluste wurde eine pauschale Annahme von 0,5 % getroffen.

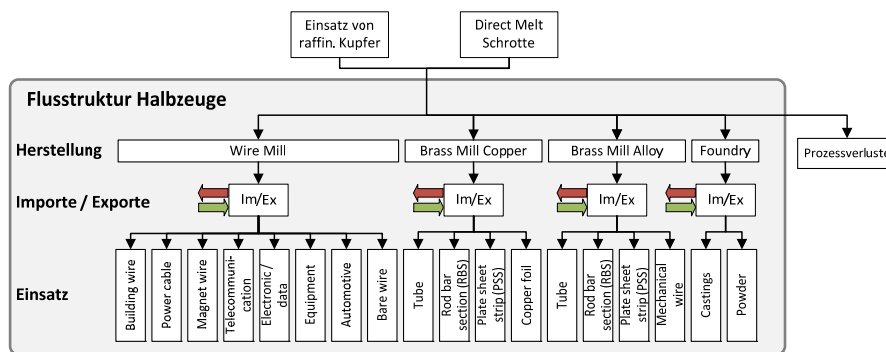


Abbildung 3-4: Herstellungs- und Verwendungsstruktur von Kupferhalbzeugen

3.2.2 Modelldaten

Detaillierte Angaben zu Art und Menge des Halbzeugeinsatzes für Endprodukte werden seit 2006 von der ICA und dem Halbzeugherstellerverband IWCC für verschiedene Weltregionen erhoben und seitdem jährlich aktualisiert (ICA 2006-2014)⁸. Für die Jahre vor 2006 muss dagegen auf andere Quellen zurückgegriffen werden, die sich zum Teil auf den Halbzeugeinsatz – d.h. nach Berücksichtigung des Außenhandels – beziehen und teils Produktionsdaten – d.h. vor Außenhandel – ausweisen. Diese Unterscheidung ist wichtig, da es ansonsten zu Verzerrungen durch falsche Einrechnung der Außenhandelsflüsse kommt. Die für die Modelle verwendeten Inputdaten zu Halbzeugen sind in Anhang A.2.4 unterteilt nach Jahr und Oberkategorie aufgeführt.

3.2.2.1 EU 28

Für den Zeitraum zwischen 1995 und 2005 wird für die EU auf Daten zum Halbzeugeinsatz des International Wrought Copper Council IWCC (2014a, 2016a) zurückgegriffen und in die Struktur der vier Oberkategorien gemäß Abbildung 3-4 gebracht. Dabei ist zu beachten, dass Legierungshalbzeuge in diesen Statistiken nicht mit dem Kupfergehalt ausgewiesen werden, sondern mit ihrem Bruttogewicht. Da ICA und IWCC von einem Kupfergehalt in Legierungen von im Durchschnitt 70 % ausgehen (IWCC 2014b), werden Angaben zu Legierungshalbzeugen und Gussprodukten mit dem Faktor 0,7 multipliziert. Keine Informationen, weder zur Produktion noch zum Einsatz, sind für 1990 bis 1994 verfügbar, sodass hierfür Annahmen getroffen werden müssen. Ebenfalls auf Schätzungen basiert die detailliertere Aufteilung der vier Oberkategorien auf die 18 Halbzeugarten im Zeitraum 1990 bis 2006.

⁸ Da es sich hierbei um vertrauliche Industriedaten handelt, können diese nicht im Detail angegeben werden.

3.2.2.2 Nordamerika

Für Nordamerika liefern die Jahresberichte der Copper Development Association (CDA 2010-2016) – dem amerikanischen Ableger der ICA – eine umfangreiche, seit 1990 durchgehende Datensammlung. Neben Angaben zum Kupferabbau und -raffination umfasst diese auch Daten zur U.S.-Halbzeugproduktion unterteilt nach Wire Mill, Brass Mill Copper, Brass Mill Alloy und Foundry. Für Kanada wurde auf Daten der ICSG (2010a, 2012) und des kanadischen Ministeriums Natural Resources of Canada (NRCan 2009) zurückgegriffen. Zur detaillierten Aufteilung des Kupfereinsatzes für die 18 Halbzeugarten können ebenfalls die CDA Jahresberichte genutzt werden, wobei für Kanada die gleiche Verwendungsstruktur wie für die USA unterstellt wird.

3.2.2.3 Lateinamerika

Obwohl der lateinamerikanische Kupferbergbau gut dokumentiert ist, sind Produktion und Einsatz von Halbzeugen weniger gut dokumentiert. Lediglich in den Statistical Yearbooks der ICSG (2010a, 2012) finden sich Angaben zur Halbzeugproduktion in Argentinien, Brasilien, Chile und Mexiko, die jedoch nicht vollständig sind. Aus diesem Grund wird die Halbzeugproduktion Lateinamerikas für den Zeitraum 1992-2005 mithilfe von Statistiken zum Einsatz von Raffinadekupfer und direkt eingeschmolzenen Schrotten abgeschätzt (CDA 2013; Cochilco 2001-2014). Für 1990 und 1991 werden Annahmen getroffen. Ein Abgleich mit den als zuverlässig erachteten Verwendungsdaten der ICA (2006-2014) abzüglich der Handelsbilanz ergab keine Auffälligkeiten in Form eines „Datensprungs“ o.ä. beim Übergang von 2005 zu 2006. Für die Aufschlüsselung in Oberkategorien und Halbzeugarten wurde mangels Alternativen für den gesamten Zeitraum 1990 bis 2005 die prozentuale Aufteilung des Jahres 2006 zugrundegelegt.

3.2.2.4 China

Die im Modell genutzte chinesische Halbzeugproduktion für den Zeitraum 1990 bis 2005 basiert auf öffentlich zugänglichen sowie internen Datensätzen des IWCC (IWCC 2013). Diese Daten sind in die vier Oberkategorien unterteilbar, die detaillierte Aufteilung der Kupferverwendung nach Handel in 18 Halbzeuge erfolgt wie im Fall von Lateinamerika auf Basis der Struktur von 2006.

3.2.2.5 Japan

Neben IWCC (2014a) Statistiken werden Angaben zur Kupferhalbzeugproduktion und -verwendung in Japan auch von der Japan Copper and Brass Association (JCBA 2016), dem japanische Statistikamt (Statistics Bureau Japan 2011), sowie dem Wirt-

schaftsministerium Japans (METI 2011-2015) bereitgestellt. Auf dieser Basis können Zeitreihen mit Produktionsdaten für Wire Mill, Brass Mill Copper, Brass Mill Alloy und Foundry im Zeitraum 1990 bis 2005 erstellt werden. Die relative Aufteilung der Oberkategorien auf die 18 Halbzeuge in diesem Zeitraum entspricht dagegen, wie im Fall von China und Lateinamerika, der des Jahres 2006.

3.3 Herstellung von Endprodukten aus Kupfer

3.3.1 Übersicht der kupferhaltigen Produkte

Im Simulationsmodell werden 17 verschiedene Arten von kupferhaltigen Endprodukten unterschieden, die aus den zuvor produzierten bzw. importierten Halbzeugen hergestellt werden. Diese sind in Abbildung 3-5 dargestellt und werden im Folgenden näher beschrieben.

Endprodukte

Sanitärausstattung	(Plumbing)	Gas-/ , Wasser-/ , Heizungsrohre	Gebäude
Gebäudetechnik	(Building Plant)	Klima-/ , Lüftungsrohre	
Gebäudearchitektur	(Architecture)	Fassaden, Dächer, Dachrinnen, etc.	
Kommunikation	(Communications)	Telefon-/Datennetze innen	
Hausinstallation	(Electrical Power)	Stromversorgung innen	
Stromversorgung	(Power Utility)	Stromübertragung / -verteilung außen	Infra- struktur
Telekommunikation	(Telecommunications)	Telefon-/Datennetze außen	
Elektrische Anlagen	(Electrical)	Elektr. Motoren, Transformatoren, etc.	Industrie
Nicht-elektrische Anlagen	(Non Electrical)	Industrierausrüstung, Armaturen, Ventile, etc.	
Fahrzeugelektrik	(Automotive Electrical)	Kabelbaum, Elektromotoren, etc.	Transport
Nicht-elekt.	(Automotive)	Wärmetauscher, Leitungen, etc.	
Fzkomponenten	(Non Electrical)		
Sonstige	(Other Transport)	Bahn-, Marineanwendungen	
Konsumprodukte	(Consumer & General Products)	Haushaltsgroß-/kleingeräte, Werkzeuge, sonstige Geräte	Konsumgüter
Kühlgeräte	(Cooling)	Kühl-/Gefrierschränke, Klimaanlagen	
Elektronik	(Electronic)	Computer, Unterhaltungs-/ Konsumelektronik	
Diverses	(Diverse)	Münzen, Munition, Accessoires, etc.	
Kupferpulver	(Powder)	Chemische Industrie, Pflanzenschutzmittel	Disipp. Einsatz

Abbildung 3-5: Kupfer in Endprodukten nach Kategorisierung der Kupferindustrie.
Quelle: Eigene Darstellung, Einteilung und Beschreibung nach ICA (2006-2014) und IWCC (2016b)

3.3.1.1 Gebäude

Mit einem Anteil von 0,3 % macht Kupfer nur einen kleinen Teil der Gesamtmasse eines Gebäudes aus (ICSG 2005, S. 36), spielt jedoch als Material für Gas-, Wasser- und Heizungsrohre sowie für diverse Armaturen im Sanitärbereich eine wichtige Rolle. Für Klima- und Lüftungstechnik als Teil der Gebäudeausstattung kommen Kupfer und Kupferlegierungen ebenfalls zum Einsatz. Stromversorgung und Kommunikationsnetze in Gebäuden werden durch Kupferkabel und -leitungen im Rahmen der Hausinstallation bereitgestellt. Im Außenbereich wird Kupfer aufgrund seiner Korrosionsbeständigkeit für Fassadenverkleidungen, Bedachungen, Dachaufbauten sowie Regenrinnen verwendet, die Abbildung 3-5 unter dem Begriff der Gebäudearchitektur zusammengefasst sind (DKI 2016; Wittmer 2006, S. 20–25).

3.3.1.2 Infrastruktur

Außerhalb von Gebäuden verbautes Kupfer fällt unter den Oberbegriff der Infrastrukturanwendungen. Hierbei handelt es sich in erster Linie um Übertragungs- und Verteilernetze für Strom und Telefon bzw. Telekommunikation. Für Telefonkabel wurde Kupfer ab den 1930er Jahren anstatt Eisen verwendet (ICA 2007, S. 30), im Zuge des fortschreitenden Internet-Ausbaus wird diese Technik jedoch allmählich durch Glasfaserkabel ersetzt.

3.3.1.3 Industrie

Aufgrund der Vielzahl an unterschiedlichen Anwendungen lässt sich der Bereich Industrie nur grob in elektrische und nicht-electrische Anlagen unterteilen. In die erste Kategorie fallen hauptsächlich Motoren und Transformatoren sowie Kabel und elektrische Ausrüstung wie beispielsweise Sammelschienen. Unter nicht-electrischen Anlagen sind dagegen u.a. Ventile und Armaturen aus Kupfer oder Kupferlegierungen zu verstehen.

3.3.1.4 Transport

Der Einsatz von Kupfer und Kupferlegierungen in Fahrzeugen kann in elektrische und nicht-electrische Anwendungen unterteilt werden. In einem durchschnittlichen PKW sind ca. 20 bis 25 kg Kupfer verbaut, der tatsächliche Kupfergehalt hängt dabei von Größe und Ausstattung des Fahrzeugs ab. Nach Erdmann (2004, S. 101) befinden sich rund 12 kg Kupfer im Motor- und Antriebsstrang, insbesondere im Anlasser (~4,5 kg) und der Lichtmaschine (~3 kg), sowie in kleineren Mengen in Elektromotoren, Zündspule, Kühler, Kupplung und Getriebe (zusammen ~5 kg). Weiterhin entfallen ca. 4,5 kg auf den Kabelbaum, für den Kupfergehalt in der Fahrzeugelektronik mit knapp 2 kg

gerechnet. Kupferlegierungen sind vor allem in Teilen des Aufbaus (~4,5 kg) zu finden, aber auch im Bereich der Lenkung, Schaltung, Vorderachse, Brems- sowie der Kraftstoffanlage (zusammen ~2 kg). Bei den sonstigen Transportanwendungen handelt es sich prinzipiell um alle Arten von Verkehrsmitteln, die nicht den Kraftfahrzeugen zuzuordnen sind. Hierzu zählen im Wesentlichen Züge, Schiffe und Flugzeuge. Fest installierte Einrichtungen wie z.B. Oberleitungen sind nicht Teil der Kategorie Transport, sondern sind dem Bereich Infrastruktur zugeordnet.

3.3.1.5 Konsumgüter

Unter der Kategorie Konsumgüter sind alle Arten von elektrischen Geräten für Endverbraucher zusammengefasst, darunter sowohl Großgeräte der weißen Ware wie Trockner, Spül- und Waschmaschinen, aber auch Kleingeräte wie Werkzeuge, Küchen- oder Gartengeräte.

Separat ausgewiesen werden Produkte aus dem Bereich Kühlung, wozu Kühlschränke, Gefriergeräte sowie Klimaanlage zählen. Bei letzteren ist die Abgrenzung nicht immer eindeutig, prinzipiell sind fest installierte Klimaanlage der Gebäudetechnik zuzuordnen, mobile Klimageräte dagegen dem Bereich Kühlung

Bei Elektronikprodukten handelt es sich um Computer, braune Ware, Mobiltelefone und Tablet-PCs. Dabei ist die Trennung zwischen Produkten für den privaten Endverbraucher und den kommerziellen Einsatz fließend.

3.3.1.6 Dissipativer Einsatz

Hierzu zählen alle Anwendungen, bei denen Kupfer nur einmalig verwendet und nicht wiedergewonnen werden kann. Dies umfasst verschiedene Produkte der chemischen Industrie wie z.B. Konservierungsmittel für Holz oder Antifouling-Beschichtungen (Langner 2011, S. 300ff.). Kupfer und Kupferverbindungen kommen darüber hinaus in Pflanzenschutzmitteln – u.a. im Weinbau – zum Einsatz (BLW 2017), wo sie neben der konventionellen auch für die ökologische Landwirtschaft zugelassen sind.

3.3.2 Verteilung der Halbzeuge auf Endprodukte

Wie bereits in Kapitel 3.2.2 beschrieben erhebt die ICA die Verwendungsstruktur von Halbzeugen für Endprodukte. Dabei wird mithilfe einer Matrix jede der 18 Halbzeugarten einzeln auf die 17 Endprodukte verteilt. Diese Matrizen reichen zurück bis zum Jahr 2006 und werden jährlich für eine Reihe von Ländern und Regionen neu erstellt. Abbildung 3-6 zeigt eine schematische Darstellung dieser Zuordnungsmatrizen. Da es sich bei diesen Werten um vertrauliche Industriedaten handelt kann die genaue Aufteilung

der 18 Halbzeuge auf die 17 Endprodukte nicht angegeben werden. Wie bereits beschrieben existieren seit 2006 jährlich neu erhobene Matrizen, für die Jahre davor wurde mangels alternativer Daten für die EU 28, China, Nord- und Lateinamerika die gleiche relative Aufteilung wie in 2006 angenommen. Für Japan kann dagegen im Zeitraum 1990 bis 2005 mit Realdaten gearbeitet werden, da der japanische Kupferverband JCBA jährliche Zuordnungsmatrizen publiziert, die sich in die vom Modell genutzte Produktkategorisierung umrechnen lassen (JCBA 2016).

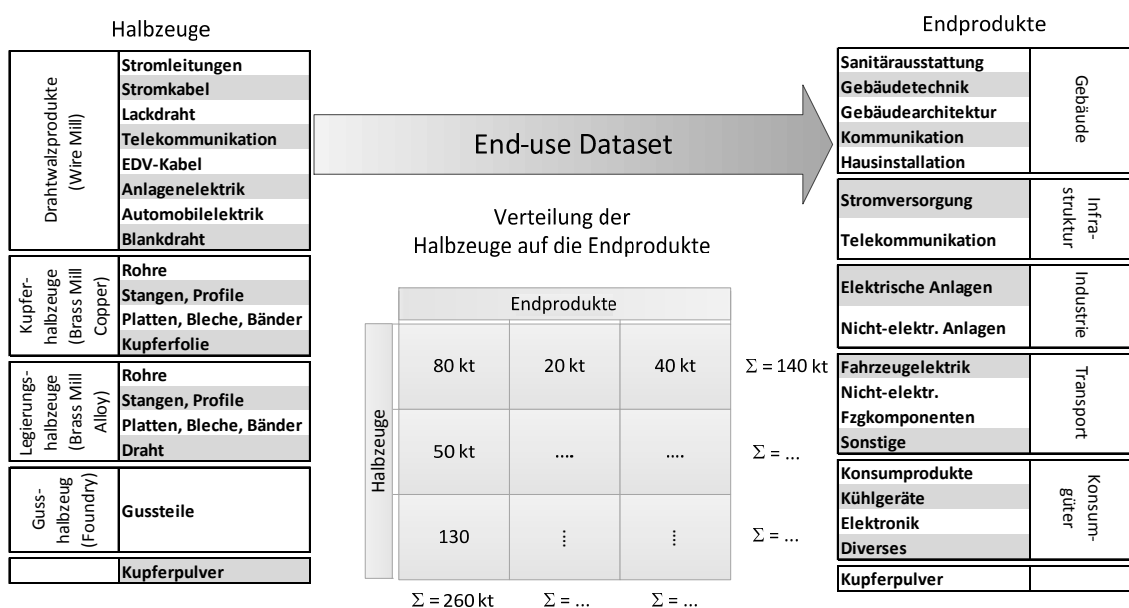


Abbildung 3-6: Schematische Darstellung des Datensatzes der Kupferindustrie zur Aufteilung von Kupferhalbzeug auf Endprodukte.
Quelle: Eigene Darstellung auf Basis von ICA (2006-2014)

Nach dem Herstellungsprozess findet als nächster Schritt des Kupferkreislaufs der Im- bzw. Export von Endprodukten statt. Hierzu wird für jedes der 17 Endprodukte die zugehörigen Im- und Exporte erfasst, siehe Abbildung 3-7. Die Handelsbilanzen werden dann mit der Produktionsmenge verrechnet, wodurch sich die regionsspezifischen Verwendungszahlen ergeben.

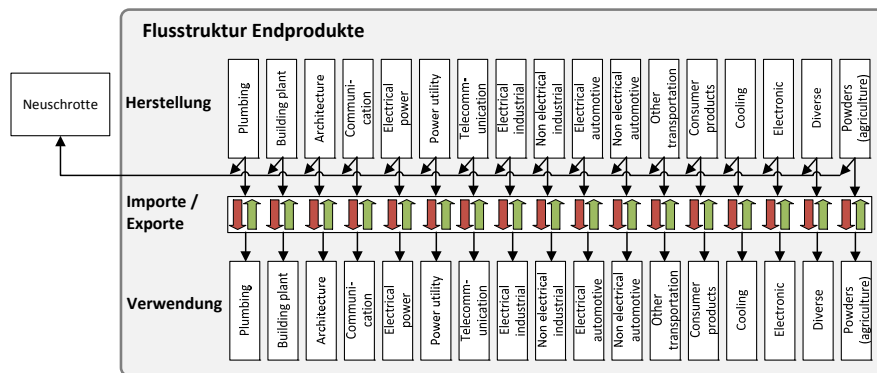


Abbildung 3-7: Herstellungs- und Verwendungsstruktur von Endprodukten

3.3.3 Aufkommen und Aufbereitung von Neuschrott

Bei der Transformation der Halbzeuge in Endprodukte geht für gewöhnlich nicht die gesamte Masse des Halbzeugs komplett in das Endprodukt über, sondern es fallen bei jedem Produktionsprozess, wie z.B. dem Fräsen, Drehen, Gießen oder Zuschneiden, Materialreste an. Auch treten bei der Qualitätsprüfung immer wieder Ausschussteile auf, die nicht in Verkehr gebracht werden können. Diese Materialverluste werden durch Fabrikationseffizienzen ausgedrückt und zu Neuschrott zusammengefasst, der den Herstellungsprozess verlässt und in Abbildung 3-7 als separater Fluss eingezeichnet ist.

Die verwendeten Fabrikationseffizienzen basieren im Wesentlichen auf Experteninterviews, die im Rahmen der vorangegangenen Studie zu Kupferflüssen auf globaler Ebene durchgeführt wurden (Glöser et al. 2013). Die Menge an Neuschrotten, die sich bei Anwendung dieser Werte im Nordamerika-Modell ergibt, liegt jedoch deutlich unterhalb dem in CDA-Statistiken (2013) ausgewiesenen Neuschrott. Werden die globalen Fabrikationseffizienzen jedoch um 10 % verringert, so steigen die anfallenden Neuschrotte auf das gleiche Niveau wie von der CDA angegeben. Unter der Annahme, dass der technologische Stand nordamerikanischer Produktionsanlagen sich nicht wesentlich von dem in Japan und Europa unterscheidet, werden für diese Regionen die gleichen Effizienzen verwendet. Etwas eingeschränkt gilt dies auch für Lateinamerika. Unterstützt werden die angenommenen Effizienzen durch die Studie von Ruhrberg (2006), die für Westeuropa auf ähnliche Werte kommt. Eine Übersicht der Fabrikationseffizienzen zeigt Tabelle 3-3.

Dagegen wird für China mit deutlich höheren Fabrikationseffizienzen gearbeitet. Die Ursache ist in einem strukturellen Unterschied der kupferverarbeitenden Industrie in China zu finden, der in Abbildung 3-8 schematisch aufgezeigt wird. Während Neuschrotte normalerweise wieder der Halbzeugproduktion zum direkten Wiederein-

schmelzen zugeführt werden, betreiben chinesische Endprodukthersteller oftmals eigene „Hinterhof“-Schmelzen. In diesen wird Neuschrott „inhouse“ recycelt und somit nicht als Neuschrott-Fluss erfasst, was sich in der Folge als vermeintlich hohe Fabrikationseffizienz widerspiegelt. Dieser Sachverhalt wurde im Rahmen eines Vor-Ort Besuchs in China von ICA und Fraunhofer ISI von chinesischen Fachleuten bestätigt (Fraunhofer ISI 2014).

Tabelle 3-3: Durchschnittliche Fabrikationseffizienzen der regionalen Modelle im Zeitraum 1990 bis 2014

Endprodukte	Fabrikationseffizienz	
	China	EU, NA, LA, JP
Plumbing	97%	85%
Building Plant	94%	80%
Architecture	89%	76%
Communications	94%	80%
Electrical Power	94%	80%
Power Utility	84%	71%
Telecommunications	94%	80%
Industrial Electrical	84%	71%
Industrial Non Electrical	94%	80%
Automotive Electrical	78%	67%
Automotive Non Electrical	94%	80%
Other Transport	84%	71%
Consumer & General Products	78%	67%
Cooling	84%	71%
Electronic	78%	67%
Diverse	78%	67%

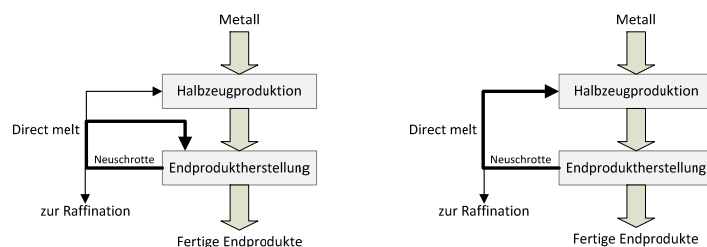


Abbildung 3-8: Links: Neuschrott-Flüsse in China. Rechts: Neuschrott-Flüsse in den übrigen Regionen.

Da es sich bei Produktionsschrotten um neuwertiges Material handelt, dessen Zusammensetzung bekannt ist und in der Regel keine Verunreinigungen aufweist, können Prozessverluste in der technischen Aufbereitung vernachlässigt werden. Da jedoch kein Recyclingprozess perfekt geschlossen ist, da z.B. Verluste von Kupferneuschrott in andere Schrottfractionen auftreten können, werden Sammelverluste in Höhe von 3 % implementiert.

3.4 Anthropogener Kupferbestand in Endprodukten

Die nach Berücksichtigung des Außenhandels in der Region verbleibenden bzw. importierten Endprodukte gehen als Nächstes in die Gebrauchsphase über und bilden den aktiven anthropogenen Kupferbestand, der in Abbildung 3-9 schematisch dargestellt ist. Der Verbleib in diesem Bestand richtet sich dabei nach der produktspezifischen Lebens- bzw. Nutzungsdauer, die außerdem noch regionsabhängig variieren kann.

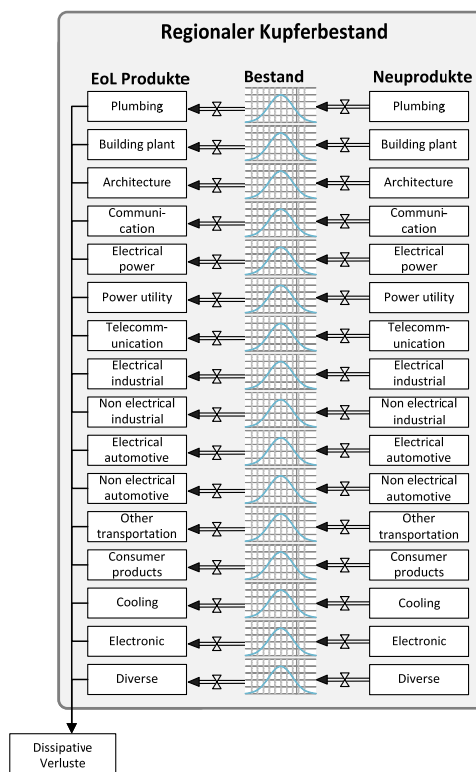


Abbildung 3-9: Anthropogener Kupferbestand einer Region unterteilt nach Endprodukten

Am einfachsten implementierbar ist die Annahme konstanter Durchschnittslebensdauern wie sie beispielsweise für Produkte aus Stahl und Eisen (Michaelis und Jackson 2000), Blei (Elshaki et al. 2004) oder Aluminium (Chen et al. 2010) verwendet wurden.

Dabei entspricht der Bestandszufluss dem Abfluss, verzögert um die vorgegebene Produktlebensdauer. Allerdings wird die Realität mit der Annahme konstanter Durchschnittslebensdauern nur unzureichend abgebildet. Da es in jeder Produktgruppe immer zu Frühausfällen einerseits bzw. über die vorgesehene Lebensdauer hinausgehende Nutzung andererseits kommt, sind Lebensdauerverteilungen besser zur Modellierung von Materialbeständen geeignet.

Hierzu stehen verschiedene Verteilungen zur Verfügung. Oft verwendet wird eine Weibullverteilung, z.B. für Fahrzeuge (van Schaik et al. 2002), kupferhaltige Produkte (Spatari et al. 2005), Batterien (Yamaguchi und Ueta 2006), Produkte aus Aluminium (Hatayama et al. 2007), Chrom (Daigo et al. 2010), Cadmium (Matsuno et al. 2012), Stahl (Park et al. 2011), Photovoltaik-Module (Marwede und Reller 2012) oder Elektronikprodukte (Habuer et al. 2014). Ebenfalls häufig verwendet wird die Normalverteilung, u.a. in Studien zu PVC (Kleijn et al. 2000), Eisen (Muller et al. 2006), Kupfer (Glöser et al. 2013; Wittmer und Lichtensteiger 2007), Aluminium (Chen und Graedel 2012b), Batterien (Konietzko 2011), aber auch für die Lebensdauer von Gebäuden (Fishman et al. 2014; Hu et al. 2010; Huang et al. 2013). Vereinzelt wird darüber hinaus auch mit Gamma- (Kagawa et al. 2015) oder Log-Normalverteilungen (Hatayama et al. 2007) gearbeitet.

Empirische Daten, die die Wahl einer bestimmten Verteilung rechtfertigen, sind jedoch nur in seltenen Fällen verfügbar (van Schaik et al. 2002). Meist existiert keine hinreichende Datengrundlage aus denen sich die Verwendung einer bestimmten Verteilung ableiten lässt. Müller (2006) schlägt in diesen Fällen vor, aus Komplexitätsgründen auf eine Normalverteilung zurückzugreifen. Letztlich hat die Art der Verteilung auch keinen entscheidenden Einfluss. Auswertungen verschiedener Studien ergaben einen weit größeren Einfluss des jeweiligen Erwartungswerts auf das Modellergebnis als die gewählte Verteilungsart (Muller et al. 2014). In Ermangelung empirischer Daten, aufgrund der besseren Handhabbarkeit und des vernachlässigbaren Einflusses der Verteilungsart, werden daher in den regionalen Kupferflussmodellen ebenfalls Normalverteilungen verwendet. Als Erwartungswert dieser Normalverteilungen werden die mittleren Lebensdauern aus Kapitel 3.4.1 verwendet, die Standardabweichungen nach Endproduktart sind in Tabelle A.2-6 des Anhangs aufgeführt.

3.4.1 Lebensdauern von Endprodukten

3.4.1.1 Europa, Japan, Nord- und Lateinamerika

Aus Tabelle 3-4 sind die Erwartungswerte der Lebensdauerverteilungen der verschiedenen Endprodukte ersichtlich. Für Europa, Japan, Nord- und Lateinamerika werden einheitliche Produktlebensdauern verwendet, die auf Basis von Literaturdaten abgeschätzt und verglichen wurden (Eckelman und Daigo 2008; Glöser et al. 2013; Graedel et al. 2002; Ruhrberg 2006; Spatari et al. 2005; USGS 2010b; Zeltner et al. 1999; Hatayama et al. 2007). Darüber hinaus wurden diese Werte im Rahmen mehrerer Vor-Ort-Besuche von Schrottplätzen und Recyclingunternehmen im In- und Ausland auf Plausibilität geprüft (Fraunhofer ISI 2014).

Tabelle 3-4: Mittlere Lebensdauern bzw. Verweildauern im Bestand von kupferhaltigen Endprodukten in Jahren. Abschätzung basierend auf Eckelman und Daigo (2008), Glöser et al. (2013), Hatayama et al. (2007), ICSG (2005), Ruhrberg (2006), Spatari et al. (2005), USGS (2010b), Zeltner et al. (1999).

Endprodukte	Lebensdauern	
	EU, NA, LA, JP	CN
Plumbing	40	30
Building Plant	40	30
Architecture	50	30
Communications	30	30
Electrical Power	40	30
Power Utility	35	35
Telecommunications	30	30
Industrial Electrical	15	15
Industrial Non Electrical	20	20
Automotive Electrical	13	13
Automotive Non Electrical	15	15
Other Transport	25	25
Consumer & General Products	13	15
Cooling	12	15
Electronic	8	8
Diverse	15	15

Kupferprodukte im Gebäudebereich weisen mit 30 bis 50 Jahren die längsten durchschnittlichen Lebensdauern auf. Dabei wird davon ausgegangen, dass Architekturwendungen in der Lebensdauer eines Wohn- oder Bürogebäudes nicht ausgetauscht werden müssen, während beispielsweise Heizungen oder Kommunikationseinrichtungen

gen früher ersetzt werden und deshalb eine etwas kürzere Lebensdauer haben. Mit 30 bis 35 Jahren wird das in infrastrukturellen Anwendungen verbaute Kupfer ebenfalls verhältnismäßig lange genutzt, etwas darunter liegt die Lebensdauer industrieller Anlagen mit 15 Jahren für elektrische Anwendungen bzw. 20 Jahren für nicht-elektrische Nutzungsarten. Im Automobil ist ein Austausch elektrischer Komponenten wie Anlasser oder Lichtmaschine nicht unüblich, daher liegt deren Lebensdauer mit 13 Jahren unter der von nicht-elektrischen Teilen, für die 15 Jahre angesetzt sind. Den anderen Transportbereichen wird eine längere Nutzung unterstellt, da Züge, Flugzeuge und Schiffe zum Einen bereits auf eine längere Einsatzzeit ausgelegt sind und sich zum Anderen eine regelmäßige Wartung positiv auf die Lebensdauer auswirkt. Mit verhältnismäßig kurzen Lebensdauern von 10 bis 15 Jahren wird bei Konsumgütern gerechnet, die schnelle Ersetzungsrate bei Elektronikprodukten spiegelt sich in einer Lebensdauer von 8 Jahren wider. Neben der reinen Nutzungsdauer ist hierbei auch die Lagerzeit nach Nutzung bis zur Entsorgung miteingeschlossen.

3.4.1.2 Produktlebensdauern in China

Die Produktlebensdauern in China weichen zum Teil erheblich von denen der anderen Regionen ab. Insbesondere Gebäude werden in China kürzer genutzt als im Rest der Welt, was einerseits auf Qualitätsmängel zurückgeführt wird und andererseits auf die schnelle Entwicklung chinesischer Städte (Huang et al. 2013; Yin und Chen 2013). Da Letzteres auch den Infrastrukturbereich betrifft, wurde für Gebäude, Elektrizitäts- und Telekommunikationsnetze eine Lebensdauer von 30 Jahren angesetzt.

Für industrielle Güter sind keine separaten Lebensdauern für China dokumentiert, so dass hier mit 15 bzw. 20 Jahren von gleichen Werten wie in der restlichen Welt ausgegangen wird. Ähnlich verfahren Wang und Graedel (2010), die für Maschinen und Anlagen mit einer Lebensdauer von 20 Jahren rechnen.

In China existierte bis vor wenigen Jahren für Privatfahrzeuge eine gesetzlich festgelegte, maximal erlaubte Nutzungsdauer von bis zu 15 Jahren, nach deren Erreichen ein Pkw stillgelegt werden musste (Qinghai News Network 2013). Die zeitabhängige Nutzungsdauer wurde 2013 durch Einführung einer maximal erlaubten Laufleistung von 600.000 km ersetzt. Nach wie vor in Kraft sind zeitabhängige Beschränkungen für kommerzielle Fahrzeuge, deren erlaubte Nutzungsdauer jedoch von 8 auf 12 Jahre erhöht wurde (He et al. 2013). Allerdings werden solche gesetzlichen Vorgaben oftmals nicht rigoros umgesetzt bzw. umgangen und daher ist davon auszugehen, dass sich Fahrzeuge länger als erlaubt in Gebrauch befinden (Qinghai News Network 2013). Insgesamt ergeben sich somit für Fahrzeuge die gleichen Schätzwerte wie für die übrigen Weltregionen, was durch ähnliche Ergebnisse anderer Studien bestätigt wird (Hao

et al. 2011; Yin und Chen 2013). Hinsichtlich der sonstigen Transportarten gibt es keine Anhaltspunkte für eine abweichende Lebensdauer in China, sodass hierfür ebenfalls 25 Jahre angesetzt werden.

Literaturangaben für die Lebensdauer von Konsumprodukten in China variieren zwischen 8 und 15 Jahren und befinden sich somit auf ähnlichem Niveau wie in den restlichen Weltregionen (Yang et al. 2008; Yin und Chen 2013). Ein struktureller Unterschied in China besteht jedoch im Vorhandensein eines großen Second-Hand Markts für gebrauchte weiße und braune Ware, aber auch für Computer und Klimaanlage. So werden über die Hälfte der gebrauchten Elektrogeräte nach einer ersten Nutzungsphase als Gebrauchtgüter weiterverkauft und -genutzt, oftmals in ärmeren Regionen Chinas (Liang et al. 2009; Zhang 2011). Gängige Praxis ist auch die Reparatur kaputter Elektrogeräten zum Weiterverkauf (Liu et al. 2001). Knapp 10 % der Geräte finden sogar ein drittes Mal einen neuen Besitzer bevor sie schließlich endgültig entsorgt oder recycelt werden (Liang et al. 2009). Aufgrund der Mehrfachnutzung von Konsumprodukten wurden deren Lebensdauern für China mit einer erwarteten Lebensdauer von 15 Jahren etwas höher als in den übrigen Weltregionen angesetzt. Für Elektronikprodukte wird wie in der übrigen Welt von einer Lebensdauer von 8 Jahren ausgegangen. Zwar ist davon auszugehen, dass es in China auch hier einen großen Second-Hand Markt gibt, Studien zufolge kann jedoch nicht mit höheren Lebensdauererwartungen gerechnet werden (Liang et al. 2007; Ruan et al. 2013).

3.5 Sammlung von Altschrott und kupferhaltigen Abfällen

Nach Ablauf der jeweiligen Lebensdauer verlässt das Kupfer in Form von End-of-Life Produkten den anthropogenen Kupferbestand. Diese werden entweder gesammelt und recycelt, anderweitig verwertet oder beseitigt.

Zunächst müssen allerdings, wie in Abbildung 3-9 dargestellt, noch dissipative Materialverluste berücksichtigt werden, die während der Nutzungszeit auftreten und nicht recycelt, anderweitig verwertet oder beseitigt werden können (Lifset et al. 2012). Neben den in Kapitel 3.3.1.6 beschriebenen dissipativen Anwendungen handelt es sich hierbei in der Regel um Einträge in die Umwelt in Form korrosiver Verluste (Ayres et al. 2002, 43ff.) oder um Abrieb, wie beispielsweise von Bremsbelägen in Fahrzeugen (Amneklev et al. 2016). Darüber hinaus sind manche kupferhaltigen Güter, insbesondere im Gebäude- und Infrastrukturbereich, bei Nutzungsende nicht zerstörungsfrei extrahierbar. So verbleiben z.B. elektrische Leitungen oder Rohre aus Kupfer oftmals unter der Erde bzw. im Gebäude, obwohl sie längst außer Betrieb genommen wurden (Krook et al. 2011).

Abbildung 3-10 zeigt die schematische Übersicht des Kupferrecyclings. Daraus geht hervor, dass vor der eigentlichen technischen Aufbereitung die Sammlung der Kupferaltschrotte und kupferhaltigen Abfälle berücksichtigt werden muss. Daher wird zunächst die Zuordnung der EoL-Produkte zu Schrott- und Abfallarten beschrieben und anschließend auf die Grundlagen eingegangen, mit denen das Simulationsmodell die Menge der gesammelten sekundären Kupferressourcen berechnet.

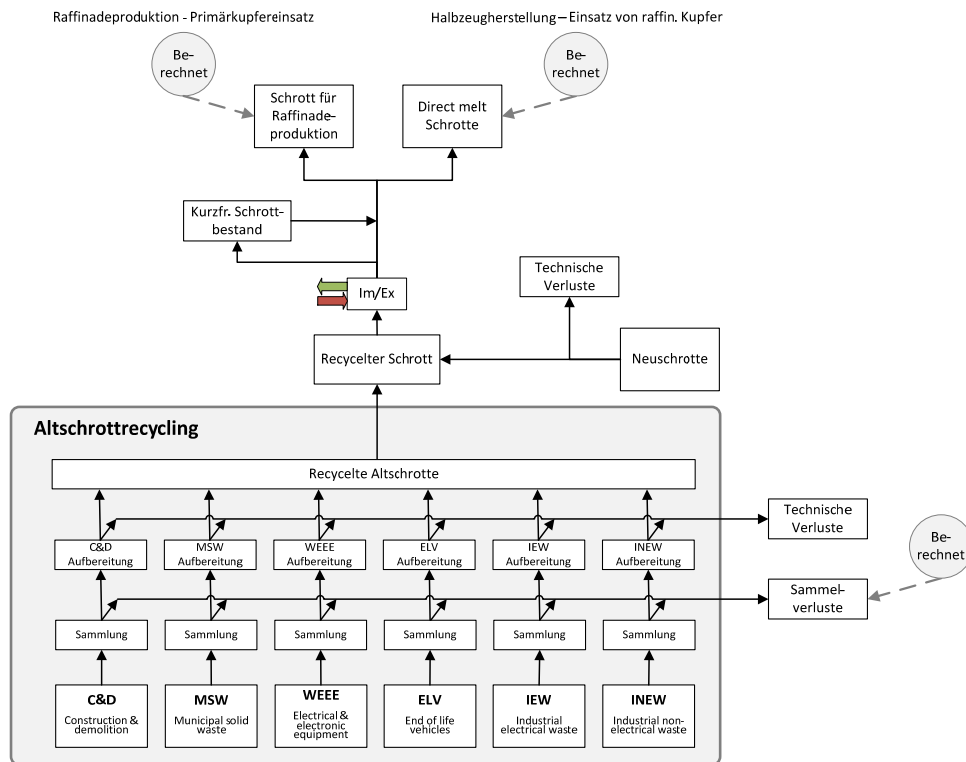


Abbildung 3-10: Die Struktur des Kupferrecyclings bestehend aus verschiedenen Altschrottarten, deren Quellen und Neuschrotten⁹.

3.5.1 Die Schrottmatrix

Im Recyclingbereich wird typischerweise nicht nach Einzelprodukten unterschieden. Stattdessen werden ähnliche Produkte bzw. Produktkomponenten mit gleichem Recyclingverfahrensweg zu Schrottarten zusammengefasst. Hierfür wird im Folgenden die

⁹ Aufgrund der geringen Bedeutung ist Kupferrecycling aus nichtmetallischen Rückständen hier nicht explizit aufgeführt. Das Recycling von Schlacken aus der Kupferproduktion wurde jedoch bereits in Kapitel 3.1.1 berücksichtigt. Auf nichtmetallische Rückstände, die beim Recycling der Schrottarten anfallen, wie z.B. die Shredderleichtfraktion, wird in den Prozessbeschreibungen von Kapitel 3.6 eingegangen.

Einteilung nach ICSG (2005) bzw. Ruhrberg (2006) verwendet, wonach folgende kupferhaltigen Altschrottarten (einschließlich deren Quellen)¹⁰ unterschieden werden:

- Bauschrotte (Construction and Demolition Waste – C&D)
- Siedlungsabfälle (Municipal Solid Waste – MSW)
- Elektroschrott (Waste of Electrical and Electronic Equipment – WEEE)
- Altfahrzeuge (End-of-Life Vehicles – ELV)
- Industrieschrotte elektrisch (Industrial Electrical Waste – IEW)
- Industrieschrotte nicht elektrisch (Industrial Non-Electrical Waste – INEW)

Eine ähnliche Einteilung wird u.a. auch von Bertram et al. (2002) und Spatari et al. (2005) genutzt. Die Verteilung der EoL-Produkte auf die Altschrottarten wird, ähnlich wie beim Übergang von Halbzeugen zu Endprodukten, mittels einer Matrix umgesetzt. Diese ist schematisch in Abbildung 3-11 dargestellt, in Tabelle A.2-7 und Tabelle A.2-8 des Anhangs finden sich die in das Modell eingelesenen Werte.

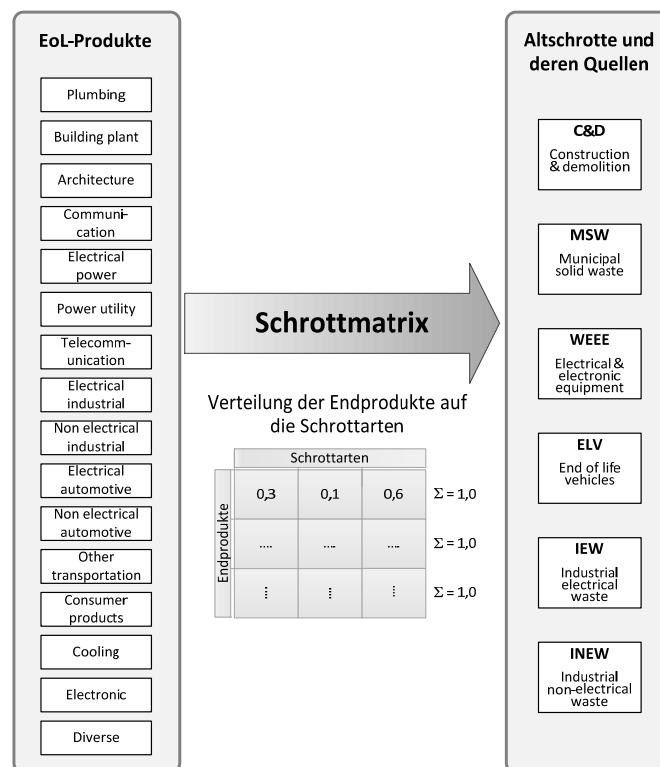


Abbildung 3-11: Schrottmatrix zur Zuordnung der Endprodukte zu Altschrottarten und deren Quellen

¹⁰ Nicht alle der aufgeführten Schrottarten sind Schrotte im eigentlichen Sinn sondern, wie z.B. MSW, stellen eine Quelle für kupferhaltigen Schrott dar. Zur Vereinfachung wird hierfür im Weiteren trotzdem der Begriff „Schrott“ verwendet.

3.5.2 Berechnung des gesammelten Altschrotts

Die Altschrott-Sammelquote wird nicht extern vorgegeben, sondern modellintern so berechnet, dass die Menge an gesammelten Altschrotten unter Berücksichtigung der Neuschrotte und weiterer Nebenbedingungen wie den Im- und Exportflüssen, genau dem Sekundärmaterialbedarf der Kupferproduktion entspricht. Die Altschrott-Sammelquote ist somit das zentrale Element zur automatischen Schließung der Massenbilanz im Simulationsmodell. Dieses Prinzip kam bereits auf globaler Ebene zur Anwendung (Glöser et al. 2013) und wurde für den Einsatz in den regionalen Kupferflussmodellen angepasst.

Wie aus den Abschnitten 3.1 und 3.2 ersichtlich, werden Kupferschrotte sowohl bei der Herstellung von raffiniertem Kupfer, als auch bei der Halbzeugproduktion eingesetzt. In ersterem Fall ist der Sekundär Materialeinsatz aus Produktionsstatistiken bekannt.

Auf den Direct Melt Schrott lässt sich schließen, indem die Differenz zwischen Halbzeugproduktion und in der Region verwendetem Raffinadekupfer – d.h. die Raffinadeproduktion nach Handel ergänzt um Bestandsänderungen, siehe hierzu Abbildung 3-2 – bestimmt wird. Dies ist in Formel (3-1) ausgedrückt.

$$\text{Direct Melt Schrott DMS} = \text{Halbzeugproduktion} - \text{Raffinadekupfereinsatz} \quad (3-1)$$

$$EoL\ CR = \frac{RS + DMS - (M_W - X_W) + (S_W - D_W) - \text{Neuschrotte}}{\text{verfügbarer Altschrott}} \quad (3-2)$$

RS: Raffinationsschrott

M_W / X_W: Im- bzw. Export von Kupferschrott

S_W / D_W: Auf- bzw. Abbau des kurzfristigen Schrottbestands

Zusammen bilden raffinierte und direkt wiedereingeschmolzene Schrotte den Gesamtschrotteinsatz, auf dessen Grundlage nun der gesammelte Altschrott bestimmt werden kann. Hierzu wird schrittweise zurückgerechnet, indem vom Gesamtschrotteinsatz zunächst die Schrotthandelsbilanz und die Änderung des kurzfristigen Schrottbestands subtrahiert werden. Wie Abbildung 3-10 zu entnehmen ist, ergibt sich dadurch der insgesamt recycelte Schrott, bestehend aus Alt- und Neuschrotten. Die Neuschrotte werden ebenfalls subtrahiert, wodurch die recycelten Altschrotte berechnet werden. Werden nun noch die technischen Verluste der Altschrott-Aufbereitung hinzuaddiert, so ergibt sich die Menge an Altschrott, die gesammelt werden muss um den Sekundärmaterialbedarf der Raffinade- und Halbzeugproduktion zu decken. Werden dann die anfallenden Altschrotte – d.h. EoL-Produkte, die den anthropogenen Kupferbestand verlassen haben und den Schrottarten zugeordnet wurden – ins Verhältnis zur benötigten

Sammelmenge gesetzt, so entspricht dies der Altschrott-Sammelquote (End-of-Life Collection Rate – EoL CR) aus Gleichung (3-2).

Durch diese automatische Berechnung kann zu jedem Zeitpunkt sichergestellt werden, dass genau so viel Altschrott gesammelt wird, damit der Sekundärmaterialbedarf von Raffinade- und Halbzeugproduktion vollständig gedeckt werden kann. Diese Kalkulation berücksichtigt noch nicht die reaktivierten Mengen an Kupfer aus passiven anthropogenen Lagern wie z.B. Deponien oder Halden. Die entsprechenden technologischen Ansätze sind in Erarbeitung, nennenswerte Beiträge für den Kupferkreislauf sind derzeit aber noch nicht gegeben. In zukünftigen Betrachtungen könnte dies aber bedeutsam werden (Krook und Baas 2013).

3.6 Technische Aufbereitung von Kupferschrott

In diesem Kapitel werden die in den Modellen verwendeten schrottartspezifischen technischen Effizienzen der Kupferrückgewinnung hergeleitet. Aufgrund der umfangreichsten Datenlage erfolgt dies für Europa. Zunächst wird der Kupfergehalt pro Schrottart bestimmt, was jedoch lediglich zur Veranschaulichung dient und für das Modell nicht relevant ist, da die Massenflüsse bereits in der Einheit Kilotonnen Kupfer vorliegen. Anschließend erfolgt mittels einer Literaturlauswertung und darauf basierenden eigenen Abschätzungen die Bestimmung der schrottartspezifischen Rückgewinnungseffizienzen für Kupfer.

Mit Ausnahme von MSW werden die europäischen Werte auch für Nordamerika angesetzt, während aufgrund des niedrigeren Entwicklungsstands und mangels alternativer Daten für Lateinamerika und China die globalen Durchschnittswerte nach Glöser et al. (2013) verwendet werden. Wo möglich wird zudem die Stimmigkeit der globalen Werte für China durch zusätzliche Analysen überprüft. Auf japanische Effizienzen kann dagegen gesondert eingegangen werden, da hierfür genügend Daten verfügbar sind.

3.6.1 C&D – Aufbereitung von Kupfer aus Bauschutt

Mit einem Anteil von 0,3 % macht Kupfer nur einen kleinen Teil der Gesamtmasse eines Gebäudes aus (ICSG 2005, S. 36).

Der erste Schritt im mehrere Phasen umfassenden Abbruch eines Gebäudes ist der selektive Rückbau, bei dem werthaltige, leicht zugängliche Teile manuell demontiert werden. Der selektive Rückbau hat entscheidenden Einfluss auf die Recyclingeffizienz des C&D-Bereichs insgesamt und bezieht sich aus Sicht des Kupferrecyclings in erster Linie auf Dachapplikationen wie Regenrinnen, die Elektroinstallation sowie auf Kupferrohre (Europäische Kommission 1999, 11; 25). Die von Abbruchunternehmen ent-

nommenen Kupferteile werden gesammelt und bei günstiger Marktlage entweder an Schrotthändler oder direkt an Recyclingunternehmen verkauft. Mutmaßlich den gleichen Weg nimmt das gestohlene oder anderweitig vor Beginn der offiziellen Abbrucharbeiten aus Gebäuden entnommene Kupfer. Hierbei handelt es sich um eine nicht zu vernachlässigende Größe, so kann es vorkommen, dass zum Zeitpunkt des Abrisses kein verwertbares Kupfer mehr im Gebäude enthalten ist (Fraunhofer ISI 2013c). Hinsichtlich der Recyclingeffizienz ist dies jedoch unproblematisch, da aufgrund des Materialwerts nicht von einem Materialverlust durch illegale Entsorgung o.ä. auszugehen ist, sondern eine Zuführung zum Recyclingprozess wahrscheinlich ist.

Das nicht demontierte Kupfer wird als Teil des Bauschutts der mechanischen Aufbereitung zugeführt. Nach Schiller et al. (2010, S. 189) kann dabei die Hälfte des enthaltenen Kupfers wiedergewonnen werden, wobei der Kupferanteil bei einem hohen Demontagegrad meist so gering ist, dass eine Rückgewinnung nicht lohnenswert ist. Entwicklungen hin zu einem vermehrten Einsatz von Baurestmassen in hochwertigen Recycling (RC-) Baustoffen (Martens und Goldmann 2016, S. 358), können zukünftig jedoch zu einer weiteren Ausschleusung von Kupfer aus diesen Fraktionen und damit zu einer Erhöhung des Rückführungsbeitrages in den Kupferkreislauf führen. Die ICSG (2005, S. 40) nennt in einer Fallstudie zur Schweiz eine Demontagequote von 75 %, ebenfalls für die Schweiz kommt Arx (2006, S. 56) auf 60 %. Da für Europa insgesamt keine Daten vorliegen wird im Folgenden davon ausgegangen, dass rund die Hälfte des Kupfers aus internen Anwendungen und Kabeln manuell demontiert wird, während für die andere Hälfte eine mechanische Aufbereitung erfolgt. Dabei werden nach ICSG (2005, S. 37) folgende Effizienzen für die Demontage bzw. die mechanische Aufbereitung zugrundegelegt:

- Externe Anwendungen 96 % (nur Demontage)
- Sanitärinstallation und sonstige interne Anwendungen 95 % bzw. 90 %
- Kabel 98 % bzw. 85 %

Nach Wittmer (2006, S. 92) ist das Kupfer eines Gebäudes in etwa zu gleichen Teilen auf obige Bereiche verteilt, ein Abgleich mit Produktionsdaten der ICA (2006-2014) kommt zum selben Ergebnis. Dementsprechend kann durch Mittelwertbildung die Aufbereitungseffizienz für die Schrottart C&D mit rund 93 % abgeschätzt werden, die technischen Verluste betragen somit 7 %. Abbildung 3-12 illustriert den Aufbereitungsprozess anhand einer fiktiven Ausgangsmenge von 1000 t Bauschutt.

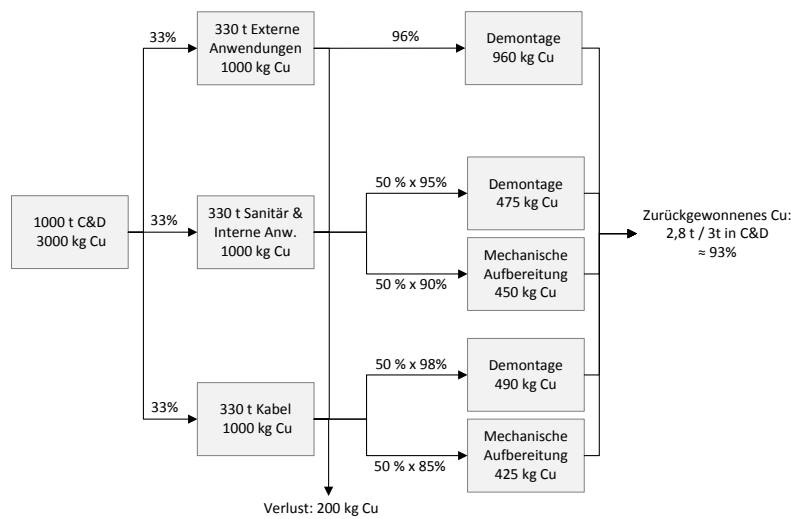


Abbildung 3-12: Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer im Bau-schutt (C&D)

3.6.1.1 China

Für die Volksrepublik China wird angenommen, dass der Demontagegrad höher ist als in Europa, da sich dort die Entnahme auch sehr kleiner Mengen an Kupfer lohnt (Tam und Tam 2006). Andererseits wird nicht-metallischer Schutt direkt deponiert (Zhao und Rotter 2008), sodass eventuell noch enthaltenes Kupfer verlorengeht. Daher wird für C&D-Schrott in China eine Aufbereitungseffizienz von 90 % angesetzt, die dem globalen Durchschnittswert entspricht und leicht unter dem EU 28-Wert liegt.

3.6.1.2 Japan

Aus Daten des japanischen Umweltministeriums geht hervor, dass sich das Recycling von Bauschutt schrittweise erhöht hat. Betrug die Recyclingrate¹¹ 1995 noch 58 %, waren es fünf Jahre später bereits 85 % und im Jahr 2002 92 %. Der neueste Wert von 94 % bezieht sich auf das Jahr 2008 (Ministry of the Environment 2014, S. 25). Obwohl nicht explizit auf Kupfer bezogen, werden diese Angaben als Schätzung für die Kupfer-rückgewinnung aus Bauschutt im JP-Modell genutzt.

3.6.2 MSW – Aufbereitung von Kupfer aus Siedlungsabfällen

Basierend auf der Studie zu Kupferschrott der ICSG (2005, S. 60), die den Kupfergehalt im MSW auf 0,05 % bis 0,2 % beziffert, wird von einem Wert von 0,1 % ausgegan-

¹¹ Definiert als technische Aufbereitung

gen. Dies stellt jedoch nur eine grobe Abschätzung dar, abhängig von Zeitpunkt und Ort kann der Kupfergehalt stark schwanken (Schenk 2010, S. 153).

Siedlungsabfälle werden weltweit noch größtenteils deponiert, wobei alternative Behandlungsverfahren wie stoffliches Recycling, Kompostierung und Müllverbrennung stetig zunehmen. Die Verbrennung, der in Europa rund 25 % aller Siedlungsabfälle zugeführt werden (Eurostat 2016a), ist dabei der einzige Prozess, bei dem nennenswert Kupfer zurückgewonnen wird.

Im Rahmen der Vorsortierung vor dem Verbrennungsprozess werden in der Regel eisenhaltige Teile entnommen, eine Aussortierung von Kupfer findet dagegen nicht statt (Gillner et al. 2011). Bei der eigentlichen Verbrennung fallen ca. 20 bis 35 Massen-% des Inputs als Rostasche bzw. –schlacke mit Anteilen an Unverbranntem (nachfolgend vereinfacht als Schlacke bezeichnet) an (Gillner et al. 2011; Gosten 2013; Schenk 2010, S. 117). Darin sind 98 % des in den Verbrennungsprozess eingebrachten Kupfers enthalten, 2 % des Kupfers geht in den Filterstaub ein, der als Verlust betrachtet wird (Belevi und Moench 2000; Bunge 2016, S. 16). Wird zugrundegelegt, dass 25 % des Inputmaterials der Verbrennung als Schlacke anfällt, ergibt sich somit ein Kupfergehalt in der Schlacke von rund 0,4 %. Dies liegt in einem Wertebereich, der durch Literaturangaben bestätigt wird (Alwast und Riemann 2010, S. 12; Deike et al. 2012, S. 68; ICSG 2005, S. 63; Simon und Holm 2013).

Die Schlacke kann aufbereitet werden, was entweder in der Verbrennungsanlage geschieht oder von einem spezialisierten Schlackenaufbereiter übernommen wird (Gosten 2013). Dies ist in Deutschland für 80 % der Schlacke der Fall, für andere europäische Länder wird von Behandlungsquoten zwischen 50 % und 100 % ausgegangen (Fehrenbach et al. 2007, S. 78; ICSG 2005, S. 63). Nachfolgend wird die Annahme getroffen, dass 80 % der MVA-Schlacken wiederaufbereitet werden.

Bei der Aufbereitung wird Bunge (2016, S. 16) zufolge das in der Schlacke befindliche Kupfer zu zwei Dritteln in die Nichteisenmetallfraktion eingetragen, aus der es wiedergewonnen wird. Weiterhin werden ca. 7 % des in der Schlacke enthaltenen Kupfers in Form von aussortierten Fe-Cu Verbünden, die aus ehemaligen Elektromotoren bestehen, zurückgewonnen.

Kupferverluste bei der Schlackenbehandlung treten auf durch einen Restanteil von 8 % bis 10 % metallischer Komponenten in der aufbereiteten Schlacke (Gosten 2013; Schenk 2010, S. 119). Für Kupfer geht Bunge (2016, S. 16) davon aus, dass ca. 17 % des ursprünglich in der Schlacke vorhanden Kupfers nicht herausgelöst wird und zusammen mit der Schlacke deponiert wird. Zusammen mit Eisenoxiden wird außerdem ca. 1 % des Kupfers deponiert. Neuere Entwicklungen, die eine vertiefte Aufbereitung

von MVA-Schlacken ermöglichen, werden jedoch zukünftig den Rückführungsbeitrag für Kupfer erhöhen (Breitenstein et al. 2017).

Ebenfalls als Verlust anzusehen ist das in der Eisenfraktion enthaltene Kupfer, die zum Zweck des Eisenrecyclings der Hütte zugeführt wird. Nach Bunge (2016, S. 16) ergibt sich hierbei ein Kupfergehalt von 0,75 %, der 6 % des ursprünglich in der Schlacke enthaltenen Kupfers entspricht. Ein solcher Kupfergehalt kann z.B. in der Gusseisenproduktion eingesetzt werden, jedoch nicht für Stahl, da dieser Wert deutlich über dem maximalen Kupferanteil von 0,5 % für Schrott aus der Müllverbrennung gemäß Europäischer Stahlschrottsortenliste liegt (BDSV 1995). Für die weitere Berechnung wird daher ein Kupfergehalt von 0,5 % im Eisenschrott zugrundegelegt. Somit ergibt sich ein Eintrag in die Eisenfraktion von 4,5 % des ursprünglich in der Schlacke enthaltenen Kupfers, das den Fe-Cu Verbünden zugeschlagene Kupfer wird von 7 % auf 10 % erhöht.

Von den 196 kg Kupfer in der aufzubereitenden Schlacke aus der Beispielrechnung können somit 152 kg recycelt werden, davon 132 kg als Teil der NEM-Fraktion, rund 20 kg in Form von Eisen-Kupfer Verbünden. Die Verlustmenge beträgt dementsprechend 44 kg, davon entfallen 9 kg auf Kupferreste im Eisenschrott, 36 kg verbleiben in der Schlacke und werden deponiert. Bezogen auf das ursprüngliche, im unbehandelten MSW enthaltene Kupfer von 1000 kg, entspricht dies einer Gesamtückgewinnungseffizienz zwischen 15 % und 16 %. Potentiale zu einer künftigen Erhöhung der Rückführungsquote liegen zum Einen in der gezielten Nutzung von kupferhaltigen Eisenfraktionen zur Gusseisenherstellung, bei der das Kupfer als erwünschtes Legierungselement dienen kann. Zum Anderen werden modernere Technologien zur Aufbereitung der Schlacken den Anteil rückführbaren Kupfers erhöhen (Breitenstein 2017).

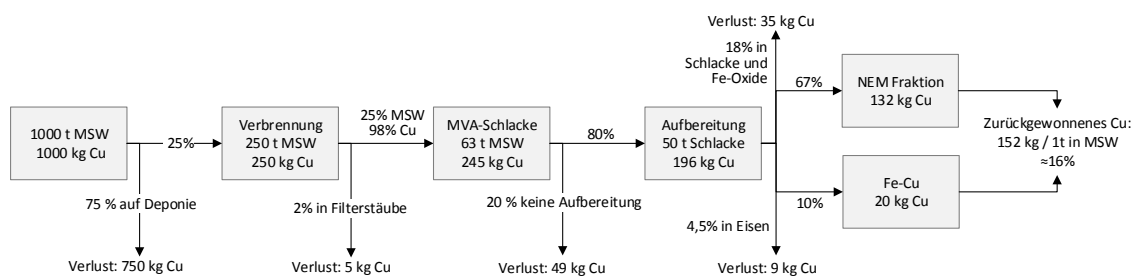


Abbildung 3-13: Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer in Siedlungsabfällen (MSW), Stand der Technik

3.6.2.1 Nordamerika

In Nordamerika ist die Verbrennung von Siedlungsabfällen kaum verbreitet, MSW wird dort überwiegend deponiert. Kanada beispielsweise besitzt lediglich eine Müllverbrennungsanlage in nennenswerter Größe und kommt auf eine Verbrennungsquote für MSW von 3 % (Canadian Council of Ministers of Environment 2014, 43f.). Diese Quote liegt in den USA mit ca. 13 % etwas höher (U.S. EPA 2016), eine systematische NE-Metallaufbereitung findet jedoch nicht statt, lediglich Aluminium und Blei werden zurückgewonnen (U.S. EPA 2014). Aus diesem Grund wird für MSW in Nordamerika eine Rückgewinnungseffizienz für Kupfer aus MSW von 1 % festgelegt.

3.6.2.2 China

Der Umgang mit Siedlungsabfällen in China ist uneinheitlich, große Unterschiede gibt es insbesondere zwischen urbanem und ländlichem Raum, aber auch zwischen einzelnen Stadtvierteln. Generell wird davon ausgegangen, dass nur rund die Hälfte bis zwei Drittel des chinesischen MSW gesammelt und behandelt wird (Zhang et al. 2010).

In der Regel wird unterschieden zwischen dem offiziellen kommunalen Entsorgungssystem, das in den modernen Städten Ostchinas aufgebaut wurde, und dem nicht regulierten grauen Markt für Schrotte und Abfälle. Letzterer hat dabei die größere Bedeutung, da davon ausgegangen wird, dass der gesammelte MSW hauptsächlich auf diesem Wege recycelt bzw. entsorgt wird (Li et al. 2009b). Dabei kaufen umherfahrende Sammler verwertbare Abfälle direkt von Privathaushalten an – vor allem Papier, Plastikflaschen und sämtliche Arten von Metall – um sie dann zu sortieren und anschließend mit Gewinn weiterzuverkaufen (Huang et al. 2006). Der Übergang zwischen MSW, WEEE und C&D ist hierbei fließend. Prinzipiell ist für die mobilen Sammler alles von Interesse was einen ökonomischen Wert aufweist. Letztlich kann durch die Sortierung davon ausgegangen werden, dass das meiste Kupfer aus den Abfällen der Haushalte aussortiert und als WEEE oder C&D weiterverkauft und –behandelt wird. Dementsprechend finden sich im eigentlichen MSW nur noch geringe metallische Rückstände, für die eine Aufbereitung dann nicht mehr lohnt (Zhang et al. 2010). Im Modell wurde deshalb die Prozesseffizienz für die Aufbereitung von Kupfer aus chinesischem MSW mit 20 % angenommen.

3.6.2.3 Japan

Aufgrund von begrenzten Deponiekapazitäten in Japan ist Müllverbrennung mit einem Anteil von knapp 80 % die hauptsächlich genutzte Art der MSW-Entsorgung (Ministry of the Environment 2014, S. 8; METI 2004). Zunehmend wichtiger wird das Recycling von Siedlungsabfällen, dessen Anteil vom japanischen Umweltministerium durchgehend

seit 1990 erhoben wird. Dabei zeigt sich zwischen 1990 und 2006 ein linearer Anstieg von 5 auf 20 %, in den Folgejahren bis einschließlich 2012 pendelt sich der Recyclinganteil dann stabil zwischen 20 und 21 % ein. Diese Zeitreihe wird für das JP-Modell als näherungsweise Anteil des zurückgewonnenen Kupfers übernommen.

3.6.3 WEEE – Aufbereitung von Kupfer aus E-Schrott

Für den Kupfergehalt von Elektro- und Elektronikschrott wird auf Basis der Literaturwerte aus Tabelle A.3-1 im Anhang ein Wert von 6 % angenommen. Im Folgenden werden für das WEEE-Recycling die Schritte Vordemontage, mechanische Zerkleinerung im Shredder und daran anschließende Handklaubung, sowie automatische Sortierung, zugrundegelegt.

Manuelle Sortierung

Im Rahmen der Demontage vor bzw. der Handklaubung nach dem Shredderprozess werden leicht zugängliche und hochwertige kupferhaltige Teile wie Kabel, Leiterplatten (PCBs), und Fe-Cu Verbünde (copper pickings) entfernt. Die Abschätzung der Kupfergehalte und der jeweiligen Massenanteile erfolgt auf Basis der in den Tabellen A.3-2 und A.3-3 angegebenen Literaturwerte.

Es wird angenommen, dass 2 Massen-% des WEEE-Stroms in Form von Kabeln manuell entnommen werden und diese einen Kupfergehalt von 40 % (bei 60 % Isoliermasse) aufweisen. Für die weitere Kabelaufbereitung wird eine Effizienz von 95 % angesetzt (Schäfer 2004, S. 42).

Der Anteil von PCBs an der Gesamtmasse ist stark vom Input abhängig, so führt ein überproportionaler Anteil von IT-Geräten und Unterhaltungselektronik, wie Tabelle A.3-3 zu sehen, zu einer größeren PCB-Fraktion. Im Mittel wird für PCBs von einem Massenanteil in Höhe von 2,5 % bei einem Kupfergehalt von 20 % ausgegangen. Für PCBs wird kein weiterer Materialverlust unterstellt, da diese heute meist direkt in der Kupferhütte verwertet werden und das Kupfer vollständig zurückgewonnen werden kann.

Bei aussortierten Eisen-Kupfer Verbundteilen handelt es sich in der Regel um kleine Elektromotoren. Da Tabelle A.3-3 ein uneinheitliches Bild hinsichtlich des Anteils an der Gesamtmasse bietet, wurden zusätzlich Angaben von Sander et al. (2004, S. 34) zu E-Motoren in diversen Elektrogeräten hinzugezogen. Hiermit wurde ein Massenanteil von 8,5 % abgeschätzt, der im mittleren Bereich der in Tabelle A.3-3 angegebenen Spanne von 0,8 % bis 12,5 % liegt. Hinsichtlich des Kupfergehalts wird mit 15 % gerechnet.

Mit einer beispielhaften Ausgangsmenge von 1000 t WEEE mit einem Kupfergehalt von 60 t ergeben sich somit 20 t entnommene Kabel, die 8 t Kupfer enthalten, wovon in der Kabelaufbereitung rund 7,9 t Kupfer wiedergewonnen werden können. Aus 25 t aussortierten Leiterplatten stehen ca. 4,5 t Kupfer zum Recycling zur Verfügung. In 85 t Fe-Cu Pickings sind 12,8 t Kupfer enthalten, für das von einem vollständigen Recycling ausgegangen wird. Insgesamt werden 130 t kupferhaltiges Material manuell entnommen, der Kupfergehalt beträgt 25,3 t. Diese Berechnung deckt sich mit Angaben von Martens und Goldmann (2016, S. 456), die – umgerechnet auf 1000 t WEEE – für die manuelle Sortierung vor und nach dem Shreddern von WEEE auf 140 t kupferhaltiges Material (inkl. Leiterplatten) kommen. Allerdings ist dabei der Leiterplattenanteil mit 17 t etwas geringer, das restliche kupferreiche Material fällt mit 122 t etwas höher aus. Auch in Bezug auf den Kupfergehalt der manuell separierten Fraktionen liegt die getroffene Abschätzung im Bereich der Literaturwerte. Relativ betrachtet finden sich rund 13 % der Ausgangsmenge von 60 t Kupfer in der Kabelfraktion wieder, 7,5 % in der Leiterplattenfraktion. Bei Morf und Taverna (2004) liegen diese Werte bei 12 % bzw. 7 %, bei Chancerel und Rotter (2009) liegt der Wert für Leiterplatten bei 12 %, während zur Kabelfraktion keine Angaben gemacht werden. Etwas abweichend sind die Werte zum Kupfergehalt der Fe-Cu Verbundteile, die nach obiger Berechnung rund 21 % des Kupfers beinhalten, in den beiden genannten Quellen sind es dagegen 30 % bzw. 37 %.

Fe-Fraktion

Das nicht manuell aussortierte Kupfer geht nach dem Shreddern und der automatischen Sortierung hauptsächlich in die nichteisenmetallhaltigen Shredderschwerfraktion (SSF) ein, sowie als ungewollter Eintrag in die eisenreichen Fe-Fraktion und in die nichtmetallische Shredderleichtfraktion (SLF). Auf Basis der Literaturwerte in Tabelle A.3-3 wird eine durchschnittliche Zusammensetzung des Shreddermaterials angenommen. Demnach fällt ca. 60 % der geshredderten Materialmenge als Fe-Fraktion an. Der Kupfergehalt dieser Fraktion beträgt bei Chancerel et al. (2009) 0,8 %, aufgrund eines angestrebten Maximalanteils von 0,25 % Kupfer im geshredderten Stahlschrott (BDSV 2012, S. 91) wird jedoch nachfolgend mit 0,25 % gerechnet. Hiervon geht auch die ICSG (2005, S. 59) aus. Wenn dieses Kupfer in den Stahlkreislauf eingebracht wird, ist es als Verlust anzusehen. Teilmengen mit höheren Kupfergehalten können dagegen in die Gusseisenproduktion eingebracht werden. Hier kann der Kupferanteil als erwünschtes Legierungselement als verwertet gelten.

SSF

Eine große Spreizung des Wertebereichs zeigt Tabelle A.3-3 für den Massenanteil der SSF. Versuchen von Kramer (2006) zufolge machen NE-Metalle beim Shreddern weißer Ware rund 7 Massen-% aus, werden dagegen E-Geräte ohne weiße Ware eingesetzt steigt der NE-Metall Anteil auf bis zu 24 %. Im Weiteren wird für die SSF mit 11 % Massenanteil am Shredderinput gerechnet. Hinsichtlich des Kupfergehalts wird mit 21 % ein Wert, passend zu den Angaben von Chancerel et al. (2009) und Morf und Taverna (2004, 10; 63; 65), angenommen. Zur Wiedergewinnung des Kupfers muss die SSF weiter aufbereitet werden, wobei mit einem Wirbelstromscheider zunächst ca. 90 % der NE-Metalle separiert werden (Pretz und Meier-Kortwig 1998; Bilitewski et al. 2010, S. 45). Im Anschluss wird hieraus das Kupfer mit einer bis zu 96 %-igen Effizienz mittels Dichtentrennung wiedergewonnen (Bilitewski und Härdtle 2013, S. 564).

Es wird angenommen, dass die gesamte SSF entsprechend behandelt wird. Zwar kann in der Realität bereits die SSF oder die NEM-Fraktion an eine Kupferhütte abgegeben werden (Fraunhofer ISI 2013b). Da dort das Kupfer aus den Fraktionen > 1 mm nahezu verlustfrei zurückgewonnen werden kann¹², ist die näherungsweise Annahme, dass die gesamte SSF gemäß dem beschriebenen Prozess behandelt wird, gerechtfertigt.

SLF

Die SLF wurde bis vor wenigen Jahren üblicherweise deponiert, neue Verfahren ermöglichen jedoch eine weitere Aufbereitung zur teilweisen Rückgewinnung der enthaltenen Metalle (Duwe und Goldmann 2012; Krinke et al. 2005). Der Kupfergehalt wird – basierend auf einer Expertenschätzung (Fraunhofer ISI 2013b) – mit 2 % angesetzt, und liegt im Mittel der Literaturwerte von 0,74 % (Morf und Taverna 2004, S. 63) und 3,9 % (Chancerel et al. 2009). Angaben zur Höhe der behandelten SLF in der EU existieren nicht, für Deutschland rechnet Kohlmeyer (2011) mit 40 % in 2008. Die ICSG (2005, S. 52) geht für Westeuropa von ca. 20 % aus. Da diese Zahlen nicht aktuell sind wird nachfolgend angenommen, dass 40 % der SLF in Bezug auf die Metallrückgewinnung behandelt wird. Die Effizienz, mit der Kupfer aus der behandelten SLF wiedergewonnen werden kann, wird von Experten auf rund 80 % geschätzt (Fraunhofer ISI 2013b), die ICSG (2005, S. 52) kommt auf 70 %. Dementsprechend wird davon ausgegangen, dass rund 75 % des Kupfers aus der behandelten SLF zurückgewonnen wird.

Wie in Abbildung 3-14 verdeutlicht, kann somit in Summe rund 73 % des im WEEE enthaltenen Kupfers zurückgewonnen werden. Zu beachten ist, dass aufgrund der zum

¹² Für die Fraktion < 1 mm gilt dies nicht, jedoch sind diese Kupfermengen gering und werden hier vernachlässigt bzw. sind durch die Effizienzen von 90 % und 96 % abgedeckt.

Teil breit gestreuten Angaben zu Kupfergehalt und Aufbereitungseffizienzen der einzelnen Fraktionen – die sich meistens auf einen bestimmten Prozessaufbau und eine bestimmte Zusammensetzung des Inputs beziehen – die Massenbilanz in Abbildung 3-14 nicht ganz aufgeht. So ist beispielsweise ein höherer Kupfereintrag in die Fe-Fraktion analog zu Chancerel et al. (2009) denkbar, die dann in der Gusseisenproduktion eingesetzt wird. Auch kann bei der manuellen Demontage bestimmter Teile wie z.B. von Bildschirmröhren (Kramer 2006, S. 31) oder Batterien (Hanisch et al. 2015) noch Kupfer enthalten sein. Die berechnete Rückgewinnung von 73 % liegt insgesamt im Mittel der Literaturwerte. So kommen etwa Chancerel et al. (2009) für den gesamten Prozess auf eine Kupferrückgewinnung von rund 60 %, die ICSG (2005, S. 58 f.) nennt einen Bereich von 85 % bis 95 %. Die Versuche von Morf und Taverna (2004, S. 66) ergeben eine Rückgewinnung von rund 90 %, wobei hier die SSF nicht weiter aufbereitet wurde.

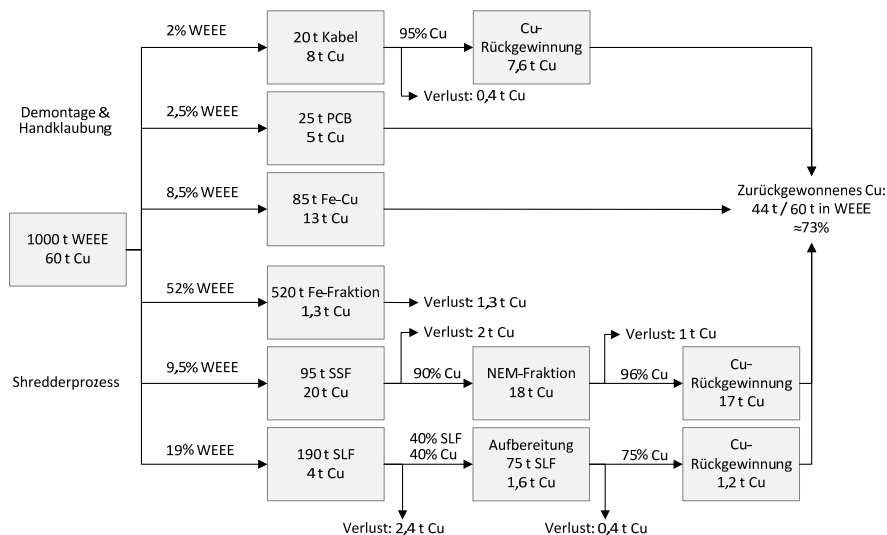


Abbildung 3-14: Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer in Elektro- und Elektronikschrott (WEEE)

3.6.3.1 China

Die Heterogenität Chinas hinsichtlich des Entwicklungsstands der verschiedenen Regionen spiegelt sich auch im Recycling von WEEE wider. So sind einerseits moderne Anlagen zu finden, andererseits existieren immer noch kleine Unternehmen, die mit manuellen Verfahren ohne Umwelt- und Arbeitsschutzstandards E-Schrotte recyceln. Letztere sind Teil des inoffiziellen und unregulierten Schrottmarkts und hier landen in der Regel die von Straßenhändlern gesammelten Schrotte (He et al. 2006), siehe auch Abschnitt 3.6.2.2 zu MSW in China.

Hinsichtlich der Aufbereitung von E-Schrott sind in chinesischen Fachpublikationen zum Teil widersprüchliche Angaben zu finden. So wird beispielsweise von Jiang (2011) behauptet, dass die meisten Leiterplatten als MSW entsorgt werden. Andere Quellen wiederum geben für PCBs Aufbereitungseffizienzen an, die zwischen 50 und über 80 % liegen (Liu et al. 2001; Liu et al. 2008; Zhao et al. 2006; Zhu 2002). Allerdings ist die Allgemeingültigkeit dieser Werte anzuzweifeln, da Aussagen chinesischer Fachleute zufolge in China bisher keine PCB-Recyclingtechnologie zum Einsatz kommt (Fraunhofer ISI 2014). Hinzu kommt, dass der Hauptanreiz beim PCB-Recycling die Wiedergewinnung von Gold ist, während Kupfer eine untergeordnete Rolle spielt. Daher ist für Kupfer von einer niedrigeren Effizienz auszugehen. Ebenfalls nicht effizient ist die beim Recycling von Elektrogeräten immer noch verbreitete Kombination von Abbrennen des Kunststoffes und anschließender manueller Sortierung (Lu und Wang 2012). Dabei werden nur Teile von entsprechender Größe erfasst, kleinste Kupferteilchen, wie z.B. feine Leiterbahnen, sind nicht manuell extrahierbar und gehen verloren.

Für das chinesische Simulationsmodell wird daher mit einer Aufbereitungseffizienz für Kupfer aus WEEE von 55 % gerechnet, die dem globalen Durchschnitt nach Glöser et al. (2013) entspricht.

3.6.3.2 Japan

Durch gesetzliche Maßnahmen konnte in Japan das Recycling von Haushaltgeräten signifikant verbessert werden (METI 1998). Dem Verband der japanischen Konsumgüterindustrie zufolge lagen im Jahr 2013 die Recyclingeffizienzen von Klimaanlage, Fernseher, Kühlschränken und Waschmaschinen zwischen 80 % und 90 %, zehn Jahre zuvor dagegen nur bei 60 % bis 80 % (AEHA 2013, S. 19). Dabei wurden zu beiden Zeitpunkten Klimaanlagen mit 78 % bzw. 91 % am effizientesten recycelt, am unteren Ende der Skala befinden sich Kühlschränke mit 59 % bzw. 80 %. Als Schätzung für die Aufbereitungseffizienz von WEEE in Japan wird der Mittelwert dieser produktspezifischen Recyclingraten herangezogen. Dadurch ergibt sich eine Zeitreihe mit Werten von rund 66 % zu Beginn des Simulationszeitraums im Jahr 1990, bis zum Jahr 2014 steigt die Effizienz auf 88 %. Diese Zeitreihe wurde als Aufbereitungseffizienz auch für IEW ins JP-Modell übernommen.

3.6.4 ELV – Aufbereitung von Kupfer aus Altfahrzeugen

Der Kupfergehalt in Altfahrzeugen wird in Anlehnung an Tabelle A.3-4 auf 2 % angenommen.

Der Recyclingprozess für End-of-Life Fahrzeuge gliedert sich in die Schritte Trockenlegung, Demontage, sowie – analog zum WEEE-Prozess – in die mechanische Zerklei-

nerung und nachfolgende manuelle bzw. automatische Sortierung des geshredderten Materials.

Trockenlegung

Im Rahmen der Trockenlegung werden zunächst Schadstoffe wie Öl, Bremsflüssigkeit, Kraftstoffreste etc. entfernt, kupferhaltige Teile sind hiervon nicht betroffen. Für den Massenanteil der entfernten Stoffe geben die in Tabelle A.3-6 aufgeführten Studien Werte zwischen 1,4 und 5,6 % an. Im Weiteren wird hierfür mit einem Wert von 2,8 % gerechnet.

Demontage

Nach der Trockenlegung folgt die selektive Demontage von Bauteilen, die als Gebrauchtteile einen Wiederverkaufswert aufweisen (Martens 2011, S. 255). In der Regel variieren die demontierten Teile modell- und baujahrabhängig, je nach Nachfrage auf dem Ersatzteilmarkt (Fraunhofer ISI 2013a). Dementsprechend breit gefächert sind die Angaben für den entfernten Massenanteil: Wie der Studie von Schubert et al. (2006, S. 16–17) zu entnehmen ist, hat insbesondere die Entnahme des Motors einen großen Einfluss auf den Demontagegrad. Brahmst (2006, S. 12) geht allerdings davon aus, dass lediglich in rund 40 % der Fälle der Motor demontiert wird. Insofern wird mit einer Annahme von 17,5 Masse-% als Demontagegrad des ELV-Stroms ein Wert gewählt, der sich im Mittelfeld der in Tabelle A.3-6 aufgeführten Angaben befindet. Da nicht alle demontierten Teile Kupfer enthalten, wird weiterhin die Annahme getroffen, dass sich nur in 20 % des Demontagematerials Kupfer befindet. Für den Kupfergehalt wird mit 20 % ein mittlerer Wert für Elektromotoren angesetzt (Welter 2013, S. 2).

Der restliche ELV-Strom wird im nächsten Verfahrensschritt in einem Shredder zerkleinert, was oftmals zusammen mit Elektro- und Mischschrott geschieht (Duwe und Goldmann 2012). Daher unterscheiden sich die Abläufe der manuellen und automatischen Sortierung nicht wesentlich von der WEEE-Behandlung, lediglich die Kupferausbringung ist für ELV verschieden.

Manuelle Sortierung

Die nach dem Shredderprozess handgeklauten Teile haben einen Anteil am geshredderten Material von 0,13 % (Schubert et al. 2006, S. 16) bis 0,6 % (Kummer 2008). Im Folgenden wird ein Anteil von 0,3 % unterstellt, der sich aus 87 % Kupferankern und 13 % Kabeln zusammensetzt (Schubert et al. 2006, S. 16) mit einem angenommenen Kupfergehalt von 20 % und 40 %. Zusätzlich wird für Kabel eine Kupferrückgewinnungseffizienz von 95 % angesetzt (Schäfer 2004, S. 42), die aufgrund der vergleichs-

weise geringen Menge an Kabeln jedoch keinen nennenswerten Einfluss auf die Kupferverluste hat.

Fe-Fraktion

Den mengenmäßig größten Anteil an geshredderten ELVs macht die eisenhaltige Fe-Fraktion aus, auf die nach Tabelle A.3-6 rund 70 Massen-% des Shredderguts entfallen. Bezüglich des Kupfergehalts wird von 0,2 % ausgegangen (Brahmst 2006, S. 26; Dalmijn und Jong 2007; Goldmann 2009b; ICSG 2005, S. 52), das nicht wiedergewonnen wird und dementsprechend als Verlust anzusehen ist.

SSF

Für die Shredderschwerfraktion wird ein Anteil am Shreddergut von 7 % angenommen, der sich im Mittelfeld der Literaturwerte aus Tabelle A.3-6 befindet. Der Kupfergehalt der SSF ist dabei abhängig von der vorherigen Demontagequote. Je mehr kupferhaltige Teile demontiert wurden, umso niedriger der Kupfergehalt der SSF. Brahmst (2006, S. 24) geht von einem Kupfergehalt in der Schwerfraktion von 10 bis 15 % aus. Da nach den bisherigen Annahmen zur Demontage und manuellen Sortierung bereits ein Großteil des im ELV enthaltenen Kupfers entnommen wurde, wird für die SSF ein Kupfergehalt von 9 % angesetzt. Dieses Kupfer kann dann in weiteren Prozessschritten, wie bereits im Abschnitt zu WEEE beschrieben, weiter zur NEM-Fraktion aufbereitet (90 %-ige Effizienz) und daraus wiedergewonnen werden (96 %-ige Effizienz). Die kombinierte Effizienz beträgt dann 86,4 %.

SLF

In Bezug auf den Massenanteil der Shredderleichtfraktion liegen die meisten in Tabelle A.3-6 aufgeführten Studien bei Werten im Bereich um 20 %, nachfolgend werden 22,7 % angenommen. Der geschätzte Kupfergehalt orientiert sich an den Literaturwerten aus Tabelle A.3-5 und beträgt 2 %. Hinsichtlich der weiteren Aufbereitung werden die für WEEE getroffenen Annahmen, d.h. Behandlungsquote der SLF von 40 % und eine Kupferrückgewinnungseffizienz von 70 %, zugrundegelegt.

Für den Abfallstrom ELV insgesamt ergibt sich eine 76 %-ige Rückgewinnung des enthaltenen Kupfers, deren Zustandekommen in Abbildung 3-15 dargestellt ist.

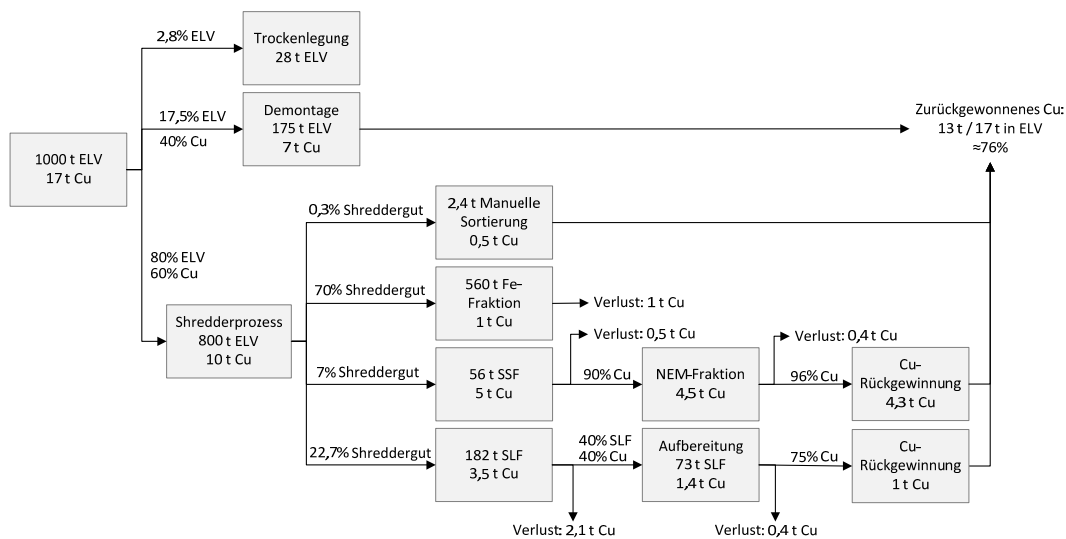


Abbildung 3-15: Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer aus Altfahrzeugen (ELV)

3.6.4.1 China

Die Altfahrzeugbehandlung in China wird in der chinesischen Fachliteratur größtenteils als schlecht entwickelt eingeschätzt. Der Recyclingprozess wird manuell und ohne definierte Vorgaben durchgeführt, ein adäquater Umgang mit Schadstoffen erfolgt daher ebenfalls nicht (Li et al. 2009a; Wang und Chen 2012). Die Autoren gehen von 3,6 Mio. zu verschrottenden Fahrzeugen im Jahr 2010 aus, wovon allerdings rund 1 Mio. weitergenutzt wurden, siehe hierzu auch Kapitel 3.4.1.2. Von den 2,6 Mio. tatsächlich verschrotteten Fahrzeugen wurden nur ca. 60 % von zertifizierten Betrieben verwertet, während die restlichen 40 % illegal auf dem Schwarzmarkt verkauft wurden. In letzterem Fall werden die Fahrzeuge manuell ausgeschlachtet und noch funktionsfähige Teile auf dem Ersatzteilmärkte verkauft. Eine Effizienzangabe für Kupfer ist in diesem Fall nicht möglich. Vor dem Hintergrund niedriger Lohnkosten und geringer Umweltstandards ist allerdings davon auszugehen, dass aufgrund des Materialwerts auch nicht mehr vermarktbare Teile ausgebaut und letztlich dem Recycling zugeführt werden.

Eine Auswertung von Hong (2010) für 600 000 legal verschrottete Altfahrzeuge kommt auf eine Kupferausbeute von 5000 t, d.h. 8,3 kg pro Fahrzeug. Ins Verhältnis gesetzt zu einem angenommenen ursprünglichen Kupfergehalt von 15 kg ergibt sich somit eine Aufbereitungseffizienz für Kupfer von 55 %. Unter der Annahme, dass das inoffizielle Recycling auf eine ähnliche Effizienz kommt, wird für das chinesische Modell eine Aufbereitungseffizienz für ELVs von 55 % festgesetzt.

3.6.4.2 Japan

Die Effizienz des technischen Recyclings von Altfahrzeugen wurde in den 1990er und bis Mitte der 2000er Jahre auf ca. 80 % geschätzt, wobei der Effizienzverlust von 20 % auf die Deponierung von Shredderrückständen zurückzuführen ist (JAMA 2014). Mittlerweile werden jedoch laut JARC (2014) über 97 % des Shredderrückstands recycelt, sodass in den letzten Jahren des Simulationszeitraums für Japan von einer nahezu verlustfreien Kupferaufbereitung aus ELV ausgegangen werden kann.

3.6.5 IEW – Aufbereitung von Kupfer aus industriellem E-Schrott

In Anlehnung an die ICSG (2005, S. 45) und Ruhrberg (2006), die einen Bereich von 14 % bis 24 % vorgeben, wird für industriellen E-Schrott ein pauschaler Kupfergehalt von 20 % abgeschätzt und in die Kategorien Kabel und Drähte (31 % Massenanteil am IEW), Elektromotoren (12 %) und Shredderinput (57 %) unterteilt.

Nach Tabelle A.3-2 wird der Kupfergehalt in Kabeln mit 40 % angenommen, der nahezu komplett zurückgewonnen werden kann, da davon auszugehen ist, dass die Leiterquerschnitte dicker als bei WEEE und somit besser recycelbar sind. Hinsichtlich Elektromotoren wird unterstellt, dass die Hälfte der Masse auf die häufigeren kleinen E-Motoren entfällt und geshreddert wird. Bei der anderen Hälfte handelt es sich um die weniger oft vorkommenden, aber massenmäßig ebenso bedeutenden Elektromotoren, die zu groß für den Shredder sind. Unter Berücksichtigung dieser Annahme beträgt der Massenanteil der (großen) Elektromotoren am IEW 6 %, deren Kupfergehalt wird nach Welter (2013, S. 2) auf 15 % angenommen. Weiterhin wird von einer nahezu vollständigen Rückgewinnung des Kupfers ausgegangen.

Der Massenanteil des Shredderinputs an der ursprünglichen IEW-Menge beträgt inklusive der kleinen Elektromotoren 63 %. Unter der Bedingung eines Gesamtkupfergehalts für IEW von 20 % ergibt sich hierfür ein rechnerischer Kupferanteil von ca. 11 %. Dieser liegt oberhalb des für normalen WEEE festgelegten Werts von 6 %, was für Industrieschrotte nachvollziehbar erscheint. Die Effizienzen für Aufbereitung des Shreddermaterials nach dem Zerkleinern und bei der Rückgewinnung des Kupfers werden analog zu den für WEEE beschriebenen Prozessschritten angenommen.

Insgesamt ergibt sich nach Abbildung 3-16 für die Aufbereitung von IEW ein Kupferverlust von rund 9 %, bzw. eine Rückgewinnungseffizienz von 91 %.

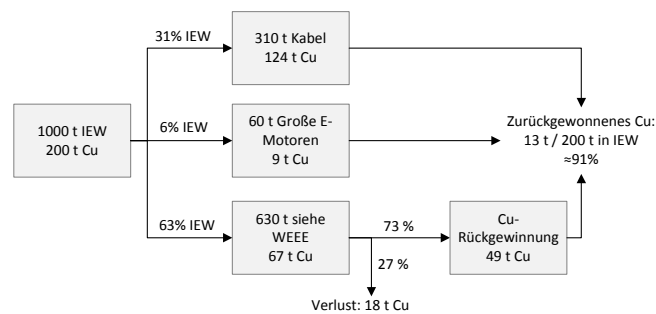


Abbildung 3-16: Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer aus industriellem E-Schrott (IEW)

3.6.6 INEW – Aufbereitung von Kupfer aus nicht-elektrischem Industrieschrott

Industrieschrott aus nicht elektrischen Anwendungen wird als Ansammlung verschiedener EoL-Produkte betrachtet, die den anderen Schrottarten nicht zuzuordnen sind. Darunter fallen Schrotte aus dem Transportbereich, die nicht im Rahmen des ELV Recyclings behandelt werden, wie z.B. Züge, Flugzeuge oder Schiffe. INEW beinhaltet außerdem Maschinen und industrielle Anlagen oder Teile davon, z.B. Braukessel, Kühl- und Dampfrohre oder Gussformen. In eine dritte Kategorie fallen diverse weitere kupferhaltige Produkte, wozu u.a. Armaturen, Ventile, Wärmetauscher, aber auch ausgemusterte Waffen und Munitionsreste zählen. Aufgrund dieser Vielfalt ist die Datenlage schwierig und die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich im Wesentlichen auf die Angaben und Fallstudien der ICSG (2005, S. 42ff.), ergänzt um eigene Schätzungen:

Aus Transportanwendungen, die knapp 10 % des INEW Aufkommens ausmachen, wird rund 80 % des Kupfers zurückgewonnen. Ausgangspunkt ist der Kupfergehalt, der mit 3 % angesetzt wird basierend auf Angaben zum Kupfergehalt in Flugzeugen (2 %) und Zügen (2 - 4 %) (CDA 2016; ICSG 2005, S. 43). Weiterhin wird davon ausgegangen, dass rund ein Drittel des Kupfers in Zügen bei der Verschrottung demontiert wird. Der Rest wird dem Shredderprozess zugeführt, für den dieselben Annahmen wie bei der ELV-Behandlung zugrundeliegen. Insgesamt ergibt sich für Kupfer eine Rückgewinnungsquote von 80 %.

Maschinen und industrielle Anlagen machen geschätzte 20 % des INEWs aus, der Kupfergehalt wird mit 1 % angenommen. In Anlehnung an Produktionsdaten der ICA (2006-2014) wird davon ausgegangen, dass ca. 15 % des Kupfers in Rohren, ca. 22 % in Gussteilen, 2 % in Drähten und 60 % in Ventilen, Armaturen, etc. verbaut ist. Das Kupfer wird zu rund 40 % demontiert, insbesondere große Teile wie Rohre und Armatu-

ren. Für den Shredderprozess, den das restliche Kupfer durchläuft, werden ebenfalls die Effizienzen von ELV unterstellt. Insgesamt können so rund 75 % des Kupfers recycelt werden.

Der Kupfergehalt der heterogenen dritten Kategorie, die rund 70 % des INEW ausmacht, beträgt geschätzte 0,1 %. Die Demontagequote wird mit 60 % angesetzt, da davon auszugehen ist, dass insbesondere Produkte wie Munitionsreste bereits separat gesammelt und nicht dem Shredder zugeführt werden. Gleiches gilt für große Wärmetauscher oder Gussteile. Das restliche Kupfer wird analog zu Maschinen und Anlagen geschreddert. Die Rückgewinnung von Kupfer beträgt rund 75 %.

Wie in Abbildung 3-17 ausgewiesen, wird für die Schrottart INEW eine Kupferrückgewinnungseffizienz von rund 78 % verwendet.

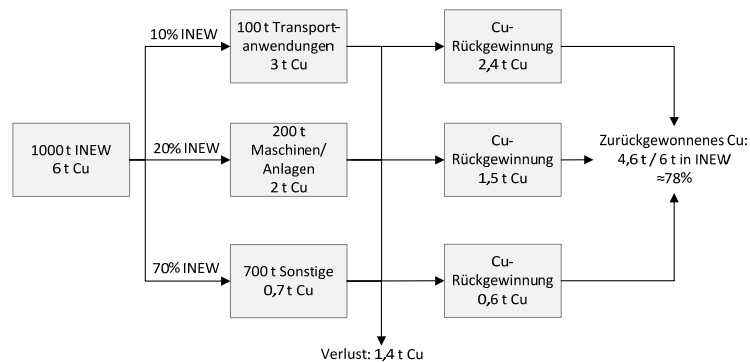


Abbildung 3-17: Herleitung der technischen Recyclingeffizienz von Kupfer aus nicht-elektrischem Industrieschrott (INEW)

3.6.6.1 Japan

Analog zu anderen Schrottarten werden auch zu Industrieschrott vom japanischen Umweltministerium umfangreiche Daten bereitgestellt (METI 2004), sodass auch in diesem Fall eine Zeitreihe für den Recyclinganteil von INEW aufgestellt werden kann. Ausgehend von 38 % im Jahr 1990 steigt die INEW-Recyclingquote bis 2010 auf 53 % an (UNEP 2013b), was ins JP-Modell als näherungsweise Aufbereitungseffizienz für Kupfer übertragen wird.

3.7 Der kurzfristige Schrottbestand

Als kurzfristiger Schrottbestand wird gesammelter und in der Regel sortierter Kupferschrott im Besitz von gewerblichen oder privaten Sammlern, Schrotthändlern, etc. verstanden. Dieser wird dem Kupferkreislauf entzogen und mit zeitlicher Verzögerung wiederzugeführt. Offizielle Angaben zu Höhe und Umschlagshäufigkeit dieses Be-

stands gibt es nicht, jedoch ist seine Existenz unter Experten der Kupfer- und Recyclingindustrie unstrittig (Fraunhofer ISI 2013d).

Im Zuge der Modellierung und Simulation der regionalen Kupferflüsse hat sich herausgestellt, dass die Implementierung eines kurzfristigen Schrottbestands unverzichtbar für eine geschlossene Massenbilanz und plausible Recyclingindikatoren ist. Während das zur Kupferproduktion benötigte Sekundärmaterial im Zeitverlauf merklich schwanken kann, folgen die anfallenden EoL-Schrotte einem relativ gleichmäßigen Trend. Aus diesem Missverhältnis können sich zum Teil Sammel- und Recyclingquoten von über 100 % bzw. unter 0% ergeben, was offensichtlich unrealistisch ist. Auch sind starke Unterschiede wie eine Halbierung oder Verdopplung der Indikatoren für aufeinanderfolgende Jahre nicht plausibel. So sehen Fachleute aus der Recyclingbranche keine größeren und plötzlichen Schwankungen bei der Sammlung von Kupferschrotten (Fraunhofer ISI 2013d). Vielmehr wird davon ausgegangen, dass Schrotte kontinuierlich gesammelt und zwischengelagert werden. Bei günstiger Preisentwicklung werden diese Bestände aufgelöst und an Schrotthändler oder Kupferhütten verkauft (Pinkham 2013), was bei diesen Abnehmern wiederum zu großen und schwer vorhersehbaren Schwankungen des Schrottangebots führt.

Aus diesen Gründen wurde im Modell der kurzfristige Schrottbestand implementiert. In Abbildung 3-10 ist dieser nach dem Schrottaußenhandel angesiedelt, was jedoch rein modelltechnisch bedingt ist und keinen Einfluss auf die Modellergebnisse hat. In der Realität gibt es eine solche sequentielle Anordnung nicht, so ermöglicht es die globale Ausrichtung des Schrottmarkts, dass Schrott aus diesem Bestand abfließt um auf dem Weltmarkt verkauft zu werden bzw. Importe dem Bestand zufließen. Die absolute Höhe des Bestands ist nicht von Bedeutung und als spekulativ anzusehen, da es keine Möglichkeit zur Verifizierung gibt. Wichtiger sind die relativen Änderungen, d.h. die jährlichen Zu- bzw. Abflüsse. Hierdurch werden Raffinadeschrott- und Direct Melt-Fluss vom Recyclingbereich zeitlich entkoppelt, wodurch eine gewisse Glättung der EoL Sammelquote erfolgt. Fällt oder steigt die EoL CR übermäßig, kann in die Simulation ein Zu- oder Abfluss des Schrottbestands eingesteuert werden. Auf diese Weise musste beispielsweise für das Jahr 2009 eingegriffen werden. Aufgrund des wirtschaftlichen Einbruchs in diesem Jahr geht die Endproduktherstellung stark zurück und damit auch das Neuschrottaufkommen. Zum Ausgleich der fehlenden Neuschrotte wurde mehr Altschrott benötigt, wodurch die automatische Berechnung der EoL CR auf Werte von mehr als 100 % kommt. Dies kann durch einen gezielten Abfluss aus dem Schrottbestand verhindert werden.

3.8 Definition von Recyclingindikatoren

Auf Basis der Kupferflüsse können verschiedene Recyclingindikatoren abgeleitet werden, die zwar in erster Linie auf Kupfer bezogen sind, jedoch in ähnlicher Form auch in anderen Metallkreisläufen zum Einsatz kommen (Chen 2013). Allerdings findet in bisherigen Indikatordefinitionen keine Berücksichtigung von Außenhandelsflüssen statt, weshalb die Definitionen beispielsweise von Glöser et al. (2013) nicht komplett übernommen werden können, sondern zum Teil für den Einsatz auf regionaler Ebene angepasst werden müssen¹³. Hierzu wird zunächst die detaillierte Aufschlüsselung des Kupferkreislaufs aus Abbildung 3-1 herangezogen und durch Zusammenfassen der Einzelflüsse auf die übersichtlichere Darstellung in Abbildung 3-18 zurückgeführt.

Dabei wird Schrott als „recycelt“ betrachtet, sobald er gesammelt und aufbereitet wurde. Zwar ist aus technischer Sicht der Recyclingprozess erst nach der Wiederaufbereitung zur Kupferproduktion vollständig abgeschlossen, die dabei auftretenden Schmelzverluste sind jedoch minimal und können deshalb bei der Berechnung der Recyclingraten vernachlässigt werden.

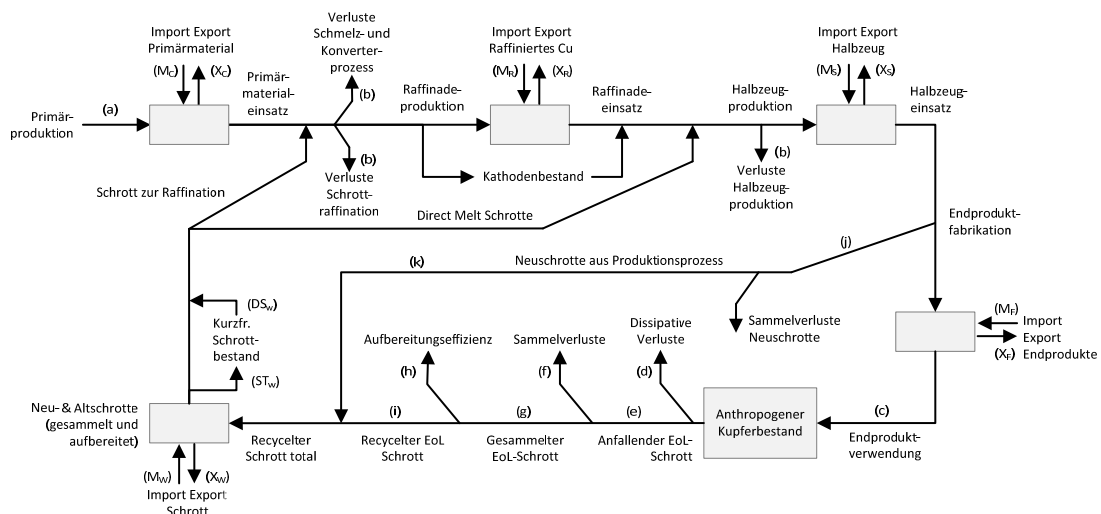


Abbildung 3-18: Der Kupferkreislauf – vereinfachte Darstellung zur Ableitung von Recyclingraten

Die Benennung der Flüsse und die mathematischen Definitionen der Recyclingindikatoren aus Abbildung 3-19 bauen dabei auf einer Methodik auf, die vom Europäischen NE-Metall-Verband und vom Verband der Europäischen Eisen- und Stahlindustrie zur Berechnung von Recyclingindikatoren eingeführt wurde (Eurometaux und Eurofer

¹³ Eine weitergehende Diskussion sowie Anwendungsbeispiele für Recyclingindikatoren auf regionaler Ebene finden sich in der Publikation von Tercero Espinoza und Soulier (2018).

2012). Als weitere wesentliche Quellen zur Definition der Recyclingindikatoren wurde auf die Berichte der UNEP (2011b) sowie der ICSG (2005) zurückgegriffen.

Es kann zwischen produktions- und effizienzbezogenen Indikatoren unterschieden werden. Effizienzbezogene Recyclingindikatoren dienen der Bewertung von Recyclingprozessen, indem sie deren Output ins Verhältnis zum Input setzen. Im Gegensatz dazu handelt es sich bei RIR und EoL RIR um Produktionskennzahlen, die keine Rückschlüsse auf die Leistungsfähigkeit des Recyclingsystems zulassen und daher zu dessen Bewertung nicht geeignet sind (Dubreuil et al. 2010). Der Unterschied zwischen produktions- und effizienzbezogenen Indikatoren ist auch in den Formeln von Abbildung 3-19 erkennbar. Während bei den produktionsbezogenen RIR und EoL RIR die Jahresproduktion an Kupfer im Nenner steht, beziehen sich die übrigen Formeln auf Schrottflüsse.

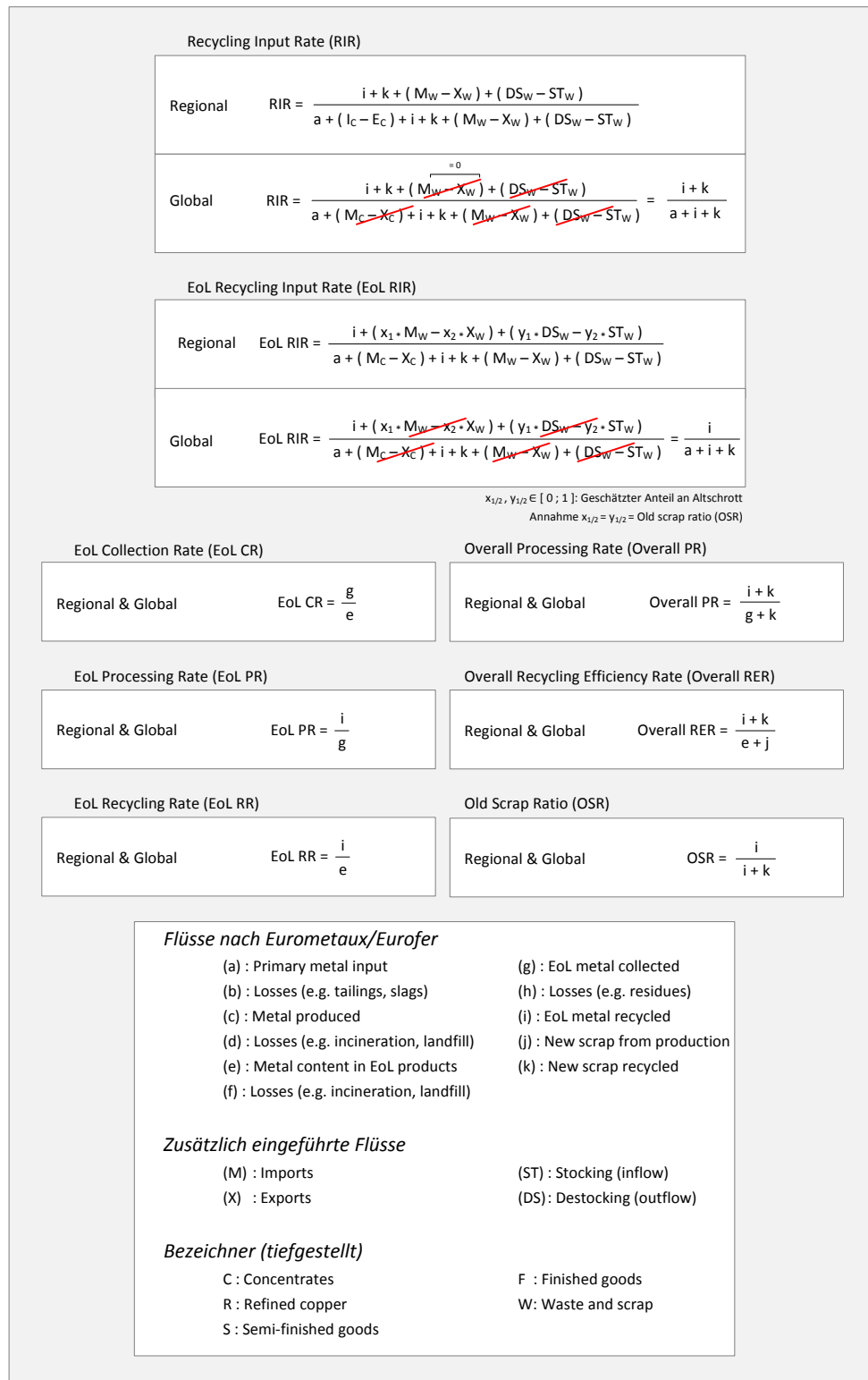


Abbildung 3-19: Recyclingindikatoren – Definitionen in Anlehnung an Eurometaux und Eurofer (2012), ICSG (2005) und UNEP (2012)

3.8.1 RIR und EoL RIR

Die produktionsbezogenen Indikatoren Recycling Input Rate (RIR) und EoL Recycling Input Rate (EoL RIR) stellen ein Maß für den Anteil des in der Kupferproduktion eingesetzten Sekundärmaterials dar. Die RIR setzt dabei das insgesamt verwendete, d.h. aus Alt- und Neuschrotten bestehende, Sekundärmaterial in Relation zum produzierten Kupfer und entspricht somit der Recyclateinsatzquote. Die EoL RIR gibt den Anteil des eingesetzten Altschrotts an (Eurometaux und Eurofer 2012, S. 7). Als produziertes Kupfer gilt dabei sowohl die heimische Raffinadeproduktion aus Primär- und Sekundärmaterial, als auch der Direct Melt Fluss.

In diesem Punkt unterscheidet sich der Ansatz von der RIR-Definition der ICSG (2005, S. 19, 2010b, S. 51), in der als Bezugsmenge die Halbzeugproduktion angesetzt wird. Dabei werden jedoch Importe von Raffinadekupfer als heimische Produktion gewertet, was den Indikator verzerrt. Zu Verzerrungen kommt es außerdem bei steigenden Materialverlusten der Halbzeugproduktion, die zu höheren Werten der RIR führen würden. Diese Methodik ist daher als veraltet anzusehen und die Definition aus Abbildung 3-19 vorzuziehen (UNEP 2011b, S. 40f.).

Da sich die oben genannten Literaturquellen zumeist auf globale Metallkreisläufe beziehen, konnten die mathematischen Definitionen der RIR und EoL RIR nicht direkt übernommen werden. Wie Abbildung 3-18 zu entnehmen, müssen auf regionaler Ebene Außenhandelsflüsse, sowie Änderungen des Schrottbestands bei der Berechnung berücksichtigt werden. Hinzukommt, dass bei der EoL RIR noch die Anteile von Alt- und Neuschrotten im Außenhandel von Schrott beachtet werden müssen. Hierzu wurde die Annahme getroffen, dass das Verhältnis zwischen Alt- und Neuschrotte im Außenhandel der heimischen OSR entspricht.

Bei den Berechnungsformeln aus Abbildung 3-19 wurden die regionalen Definitionen der RIR und EoL RIR so festgelegt, dass sich bei Wegfall von Importen, Exporten und Bestandsänderung wieder die globalen Definitionen nach Eurometaux und Eurofer (2012, S. 5) bzw. UNEP (2011b, S. 41) ergeben.

3.8.2 EoL CR

Geeigneter zur Bewertung der Recyclingprozesse sind effizienzbezogene Indikatoren. Die Sammlungseffizienz von Kupferschrott wird von der EoL Collection Rate (EoL CR) angegeben und setzt das Material, welches als Altschrott gesammelt und den Aufbereitungsprozessen zugeführt wird, ins Verhältnis zum theoretisch verfügbaren Kupfer in EoL-Produkten (Eurometaux und Eurofer 2012, S. 5; UNEP 2011b, S. 15f.). Dissipative Anwendungen zählen in diesem Zusammenhang nicht zum verfügbaren Kupfer.

Wie in Kapitel 3.5.2 ausgeführt, wird die EoL CR bereits vom Modell zur Schließung der Massenbilanzen auf anderem Weg berechnet. Insofern ist die Formel aus Abbildung 3-19 redundant, wird hier aber aus Gründen der Vollständigkeit mit angegeben. Beide Berechnungsarten führen zum gleichen Ergebnis.

3.8.3 EoL PR

Die EoL Processing Rate (EoL PR), auch als Recycling Process Efficiency Rate oder Recovery Rate bezeichnet (UNEP 2011b, S. 15f.), gibt die Effizienz des eigentlichen technischen Aufbereitungsprozesses¹⁴ an, indem das recycelte Material ins Verhältnis zum gesammelten Kupfer gesetzt wird. Als recyceltes Material ist das Kupfer zu verstehen, welches den Schmelz- und Raffinationsprozessen zugeführt wird. Metallurgische Effizienzen beim Schmelzen und Raffinieren sind nicht Teil der Recycling-, sondern der Produktionsprozesse und werden hier nicht berücksichtigt.

Da die schrottartspezifischen Prozesseffizienzen als externe Daten dem Modell vorgegeben werden, siehe Abschnitte 3.6.1 bis 3.6.6, kann die EoL PR auch als Mittelwert dieser Effizienzen gewichtet mit den Masseanteilen der Schrottarten interpretiert werden.

3.8.4 EoL RR

Als Maß für die Effizienz des Altschrottrecyclings insgesamt kommt die EoL Recycling Rate (EoL RR) zum Einsatz, die somit eine der wichtigsten Recyclingkennzahlen ist. Sie wird manchmal auch als EoL Recycling Efficiency Rate bezeichnet und gibt den Anteil des funktional recycelten Altschrottes am theoretisch verfügbaren EoL-Kupfer an (Eurometaux und Eurofer 2012, S. 5; ICSG 2005, S. 5; UNEP 2011b, S.15f.).

Neben der in Abbildung 3-19 aufgeführten Berechnung kann die EoL RR auch über das Produkt aus EoL CR und EoL PR bestimmt werden. Da die EoL PR verhältnismäßig stabil ist, wird die EoL RR stark vom Verlauf der Sammeleffizienz beeinflusst (UNEP 2011b, S. 16).

Außerdem ist festzuhalten, dass die EoL RR durch ihre Berechnungsmethodik im Modell insgesamt robuster ist als EoL CR und die EoL PR. Werden beispielsweise die technischen Aufbereitungseffizienzen reduziert und somit die EoL PR verringert, so erhöht sich im Modell automatisch die EoL CR um zu gewährleisten, dass Fluss (i) aus Abbildung 3-18 konstant und dadurch die Massenbilanz insgesamt geschlossen bleibt.

¹⁴ Dies beinhaltet auch eine eventuelle manuelle Vorsortierung.

Die EoL RR ändert sich dabei nicht, das Simulationsmodell liefert somit auch im Fall unkorrekter Annahmen zu Aufbereitungseffizienzen die richtige EoL RR.

3.8.5 Overall PR und Overall RER

Liegt der Fokus auf den Recyclingeffizienzen des gesamten Sekundärmaterials, so müssen die oben vorgestellten Altschrott-Indikatoren um Neuschrottflüsse erweitert werden. In der Overall Processing Rate (Overall PR) drückt sich die kombinierte Aufbereitungseffizienz der Alt- und Neuschrottbehandlung aus. Die Gesamtrecyclingeffizienz von Kupfer wird von der Overall Recycling Efficiency Rate (Overall RER) angegeben (Eurometaux und Eurofer 2012, S. 6) und ist somit das um Neuschrotte ergänzte Pendant zur EoL RR. Eine Sammelquote analog der EoL CR wird für Neuschrotte nicht ausgewiesen, da davon auszugehen ist, dass Neuschrotte komplett der Aufbereitung wiederzugeführt werden bzw. eventuelle Materialverluste durch die in Kapitel 3.3.3 berücksichtigte Effizienz abgedeckt ist.

3.8.6 OSR

Der Bestimmung des Verhältnisses zwischen recycelten Alt- und Neuschrotten dient die Old Scrap Ratio (OSR).

Die Indikatoren Overall PR und Overall RER entsprechen letztlich den gewichteten Mittelwerten der einzelnen Alt- und Neuschrotteffizienzen. Aus diesem Grund ist die OSR eine nicht zu vernachlässigende Kennzahl bei der Bewertung des Gesamtrecyclings. So führt trotz gleichbleibender Sammel- und Aufbereitungsprozesse ein höherer Neuschrottanteil zu höheren Werten der Overall PR und Overall RER und suggeriert ein effizienter gewordenes Recyclingsystem. Erst durch Berücksichtigung der OSR können Overall PR und Overall RER richtig interpretiert werden.

3.9 Dissipative Verluste und Recyclingraten: Berücksichtigung der Materialverluste in Gebrauchs- und Recyclingphase

Zur besseren Einordnung der Recyclingraten wird nachfolgend nochmals auf die verschiedenen Arten von Materialverlusten eingegangen und voneinander abgegrenzt, die – im Gegensatz zu Produktionseffizienzen – während der Gebrauchs- und Recyclingphase auftreten:

- Dissipative Verluste während bzw. nach der Gebrauchsphase
- Verluste bei der Sammlung von kupferhaltigen Abfällen und Schrotten
- Verluste bei der technischen Aufbereitung der Schrottarten

Wie am Anfang von Kapitel 3.5 beschrieben, zählen zu dissipativen Kupferverlusten neben den entsprechenden Anwendungen wie z.B. Pflanzenschutzmittel (siehe Kapitel 3.3.1.6), auch Einträge in die Umwelt, die während der Gebrauchsphase auftreten können, u.a. durch Korrosion. Diese Materialverluste sind nicht vermeidbar, ebenso ist eine Rückgewinnung technisch nicht möglich. Ebenfalls als Verlust angesehen werden darüber hinaus EoL-Produkte wie z.B. unterirdische Rohre oder Unterwasserkabel, die nicht zugänglich sind bzw. deren Bergung nach heutigem Stand nicht wirtschaftlich ist. Hierbei ist zu beachten, dass sich dies in Zukunft ändern könnte, indem neue Technologien eine Bergung möglich machen und/oder durch steigende Rohstoffpreise die Wirtschaftlichkeit gegeben ist. Da eine solche Entwicklung im betrachteten Zeitraum noch nicht absehbar ist, wird dieses Kupfer im Simulationsmodell zwar separat erfasst, jedoch den dissipativen Verlusten zugeschlagen. Da bei den beschriebenen dissipativen Verlusten keine Möglichkeit des (mittelfristigen) Recyclings besteht, werden sie in die Berechnung der Recyclingindikatoren nicht miteinbezogen um Verzerrungen zu vermeiden. Maßgeblich für die Recyclingindikatoren sind somit lediglich Materialverluste bei Sammlung und technischer Aufbereitung. Werden diese vollständig vermieden, so ergeben sich Recyclingraten von 100 % – trotz dissipativer Verluste.

Unter nicht gesammeltem Material ist EoL-Kupfer zu verstehen, welches das Ende der Lebensdauer erreicht hat und theoretisch dem Recycling zugeführt werden kann, was allerdings nicht geschieht. Die Hintergründe hierfür erschließen sich nicht direkt, es ist jedoch davon auszugehen, dass in den Industrieländern ein großer Teil dieser Verluste auf nicht-erfasste Schrottexporte zurückgeht. In den regionsspezifischen Auswertungen des Außenhandels in Kapitel 6 werden die entsprechenden Mechanismen genauer beschrieben. Inoffizielle und illegale Entsorgung abseits der vorgesehenen Strukturen bzw. das Nicht-Vorhandensein von Enstorgungssystemen können dagegen in den Entwicklungs- und Schwellenländern ein Grund für Sammelverluste sein. Kupferverluste im Rahmen der technischen Aufbereitung von Schrotten und kupferhaltigen Abfällen entstehen, entsprechend den in Kapitel 3.6 beschriebenen Prozessen, durch Einträge in Fraktionen aus denen kein Kupfer mehr zurückgewonnen wird oder durch Deponierung (insbesondere im Fall von MSW). Da diese Verluste durch die verwendete Technologie beeinflusst werden können, wirken sie sich ebenfalls auf die Recyclingraten aus.

4 Der Außenhandel von Kupfer und kupferhaltigen Produkten

In bisherigen Modellen des Kupferkreislaufs wurde der Außenhandel nur für die ersten Stufen der Wertschöpfungskette von Konzentraten bis zu Kupferhalbzeugen systematisch behandelt, während Im- und Exporte kupferhaltiger Endprodukte nicht ausführlich erfasst wurden (Graedel et al. 2002; Tong und Lifset 2007). Dadurch kann es zu Verzerrungen der Flussberechnungen kommen, was sich in der Folge auch auf die Höhe der Bestände auswirkt. In anderen Studien wurde, unter der Annahme eines ausgeglichenen Verhältnisses von Im- und Exporten, auf die Einbeziehung einer Handelsbilanz sogar ganz verzichtet (Zeltner et al. 1999). Dies mag zu früheren Zeiten mit geringerem Handelsaufkommen ein vertretbarer Ansatz gewesen sein, führt jedoch bei heutigem Handelsaufkommen und den regionsspezifischen Ungleichgewichten zwischen Ein- und Ausfuhren zu keinen brauchbaren Ergebnissen.

4.1 Nutzung der UN Comtrade Datenbank

Zur Modellierung des Außenhandels von Kupfer und kupferhaltigen Produkten ist eine umfassende Datengrundlage der Welthandelsströme unabdingbar. Zu diesem Zweck wurde auf die UN Comtrade¹⁵ zurückgegriffen, eine von der Statistik-Abteilung der Vereinten Nationen betriebene Außenhandelsdatenbank, die Importe und Exporte sowohl quantitativ – in Kilogramm und passender Einheit, bspw. Stückzahl, Kubikmeter etc. – als auch wertmäßig in US-Dollar erfasst (UN Comtrade 2016). Die seit Anfang der 1960er Jahre betriebene Datenbank beinhaltet nach eigenen Angaben Informationen zu über 99 % des Welthandels und wird stetig aktualisiert (UNSD 2015).

Die zugrundeliegende Klassifikation der Warenströme richtet sich nach dem von der World Customs Organization (WCO) entwickelten Harmonisierten System (HS), das 1988 für die UN Comtrade eingeführt wurde. Es besteht aus rund 5000 sechsstelligen Zahlencodes, die in einer hierarchischen Struktur angeordnet sind und von denen jeder eine bestimmte Warengruppe repräsentiert (WCO 2015). Etwa alle fünf Jahre wird das Harmonisierte System in einer Revision überarbeitet um Veränderungen wie technischen Neuerungen bei Waren und Produkten Rechnung zu tragen. Die bei der Einführung in die Comtrade verwendete HS-Version wird als H0 oder HS92 bezeichnet, analog dazu wird den überarbeiteten Versionen jeweils das Jahr der Revision angehängt (HS96, HS02, HS07; HS12) bzw. sie werden aufsteigend durchnummeriert (H1 bis H4). Die älteren Versionen werden nicht ersetzt, sondern existieren parallel dazu weiter

¹⁵ UN Comtrade = United Nations Commodity Trade Statistics Database

und werden jedes Jahr fortgeschrieben. Zur Abdeckung einer möglichst großen Zeitspanne wird auf die HS92 Klassifikation zurückgegriffen, welche den Zeitraum seit 1990 umfasst und dadurch die zeitliche Systemgrenze der Simulationsmodelle determiniert.

4.2 Identifikation von relevanten Handelscodes, Kupfergehalten und Modellvariablen

Im nächsten Schritt werden aus den rund 5000 HS92 Codes 366 kupferhaltige Produkt- und Warengruppen identifiziert und jeweils ein spezifischer Kupfergehalt zugeordnet. Weiterhin müssen die hinter den einzelnen Codes stehenden Materialflüsse der passenden Stelle im Kupferkreislauf – d.h. den Modellvariablen, siehe Kapitel 6 – zugeordnet werden. Die Codes sind zusammen mit ihren Kupfergehalten und zugeordneten Modellvariablen in Tabelle A.7-1 des Anhangs aufgeführt.

Als Ausgangspunkt dient hierzu die Dissertation von Wittmer (2006), in der die für Kupfer relevanten HS-Codes mitsamt zugehörigem Kupfergehalt aufgeführt sind. Verifiziert, bzw. abgeändert und erweitert, wurde diese Liste dann im Rahmen eigener Untersuchungen. Dazu fand zunächst ein Review von Experten der Kupferindustrie statt, im Rahmen dessen insbesondere Codes für Rohmaterialien und Halbzeuge näher überprüft wurden (IWCC 2012). Darüber hinaus wurden sowohl interne Unterlagen der International Copper Association (ICA) ausgewertet, als auch Fachliteratur herangezogen (ICSG 2012; Langner 2011; Lehne 1993; Lepawsky und McNabb 2010; Metallgesellschaft AG 1993; Schlesinger et al. 2011). Außerdem enthalten Produktstudien für die EU-Ecodesign Directive oftmals Angaben zur Materialzusammensetzung, woraus Kupfergehalte abgeleitet werden können (ECEEE 2015).

Erwähnenswert sind die Produktgruppen der Codes 8530 bis 8543 (Electrical, electronic equipment), die auf den ersten Blick komplett relevant für Kupfer zu sein scheinen. Bei einem kleineren Teil der Codes (852910, 852990, 854160) ist jedoch kein Kupfer enthalten, in einem größeren Teil der Codes ist wahrscheinlich Kupfer enthalten, ein prozentualer Massenanteil jedoch nicht abschätzbar. Beispiel Code 854310 (particle accelerators): Für Teilchenbeschleuniger existieren die verschiedensten Bauarten in allen möglichen Größen, der Kupferanteil an der Gesamtmasse ist nicht zu ermitteln. Da davon auszugehen ist, dass diese Produkte bezogen auf den Gesamthandel nur eine sehr geringe Menge ausmachen, wird dieser Code für den Kupferaußenhandel nicht weiter berücksichtigt. Lediglich für die Produktgruppen 8530, 8534, 8539 und 8542 konnten Kupfergehalte festgelegt und somit für die Berechnung des Kupferaußenhandels genutzt werden.

Einen Sonderfall stellt auch der Code 7404 (Copper / copper alloy waste or scrap) dar, auf den in Kapitel 4.3 näher eingegangen wird.

Nachdem die Handelscodes für kupferhaltige Produkte identifiziert und mit dem jeweiligen Kupfergehalt versehen wurden, erfolgt für jeden Code noch eine Zuordnung zur passenden Modellvariablen, welche Experten des International Wrought Copper Councils (IWCC) zur Prüfung vorgelegt wurde.

4.2.1 Berechnung des regionalen Handels und manuelle Datenkorrekturen

Für die nationalen Kreisläufe von China und Japan müssen lediglich die Bruttogewichte der identifizierten HS-Codes aus der UN Comtrade übernommen, mit den Kupfergehalten multipliziert und schließlich den Modellvariablen nach Tabelle A.7-1 zugeordnet werden.

Im Fall der aus mehreren Ländern bestehenden Regionen EU 28, Nord- und Lateinamerika wird dagegen zunächst der regionsspezifische Außenhandel auf Codeebene berechnet. Hierzu müssen auf Ebene der einzelnen HS Codes für jedes Land der Region die Im- und Exporte aufsummiert werden. Da diese Summe auch die intra-regionalen Handelsflüsse beinhaltet, die nicht berücksichtigt werden dürfen, müssen diese subtrahiert werden. Als Ergebnis liegen die Handelsflüsse der Region mit dem Rest der Welt auf Ebene der einzelnen Codes vor, die dann mit den spezifischen Kupfergehalten multipliziert werden können, bevor die Zuordnung zu Modellvariablen erfolgt. Dieses Prinzip ist in Formel (4-1) mathematisch beschrieben.

$$A = \sum_i \sum_h \left[\left(\sum_p A_{i,h,p} - \sum_{p \in Region} A_{i,h,p} \right) \times Cu_h \right] \quad (4-1)$$

$A \in (M \vee X) : \text{Außenhandelsfluss}$

$M : \text{Importe}$

$X : \text{Exporte}$

$i : \text{Länder in der betrachteten Region}$

$h : \text{HS Code}$

$p : \text{Partnerländer}$

$Cu : \text{Kupfergehalt}$

4.2.2 Manuelle Datenkorrekturen

In den Zeitreihen der UN Comtrade treten immer wieder Datenfehler auf, die – sofern sie erkannt werden – manuell korrigiert werden müssen.

Größenordnungsfehler in Gewichtsangaben, die durch falsche Einheiten zustande kommen, sind mittels grafischer Analyse als Spitze nach oben oder unten einfach zu

identifizieren und können durch Multiplikation bzw. Division mit einem Vielfachen von 10 behoben werden.

Darüber hinaus kann es vorkommen, dass für manche Datenbankeinträge nur monetäre Werte aber keine Massenangaben zu finden sind. Sind Massenangaben zum Vor- sowie zum Folgejahr verfügbar, kann durch Mittelwertbildung interpoliert werden. Zur Prüfung kann zusätzlich auch noch das USD pro Kilogramm Verhältnis herangezogen werden. Dies kann auch genutzt werden, wenn für mehrere Jahre hintereinander kein Massenfluss ausgewiesen ist.

4.3 Sonderfälle Konzentrate und Schrotte

Bei Im- und Exportdaten von Konzentraten und Schrotten sind zum Teil Korrekturen bzw. Datenanpassungen nötig, die über reine Größenordnungsanpassungen und Ergänzungen fehlender Werte hinausgehen.

4.3.1 Konzentrathandel

Durch das zum Teil sehr hohe Handelsvolumen von Konzentraten entsprechen bereits Änderungen von $\pm 1\%$ im Kupfergehalt großen Mengen, wodurch sich ein starker Einfluss auf die Kupferkeisläufe der verschiedenen Regionen ergibt. Daher wurde der Kupfergehalt des Konzentrathandels so eingestellt, dass das Modell automatisch die Sekundärflüsse der Raffinadeproduktion aus Tabelle A.2-3 errechnet. Der in Tabelle A.7-1 angegebene Kupfergehalt von 30 % ist somit als Durchschnittswert zu betrachten, von dem nach oben und unten zum Teil abgewichen wird.

4.3.2 Schrotthandel

Aus internen Auswertungen der Kupferindustrie geht hervor, dass der Kupfergehalt im Schrott von der Richtung des Handels abhängt – d.h. Import oder Export – sowie von der betrachteten Weltregion. In diese Richtung deuten auch die Massenbilanzen der regionalen Kupfermodelle. Wird ein einheitlicher Kupfergehalt unterstellt, unterscheiden sich die vom Reporter-Land angegebenen Schrottimporte oftmals von den kumulierten Exporten der Partnerländer.

Auf Basis interner ICA Auswertungen wurde daher in allen Regionen bis auf China für Importe des HS Codes 7404 ein Kupfergehalt von 82 % angenommen, für den Kupfergehalt von Exporten dagegen nur 61 %.

Der Kupfergehalt der Schrotteinfuhren nach China muss nochmals gesondert betrachtet werden. Die von China angegebenen Importwerte sind offensichtlich unplausibel, da

sie nicht mit den Daten der exportierenden Länder übereinstimmen. Untersuchungen zum Schrottexport von Japan nach China haben ergeben, dass für diesen Handelsfluss chinesische Importangaben um ein Mehrfaches die japanischen Exportzahlen übersteigen (Terazono et al. 2004). Von der ICSG (2010b, S. 100ff.) wird vermutet, dass dies auf Stahlschrott zurückgeht, der fälschlicherweise als Kupferschrott deklariert ist. Aus diesem Grund muss für den Kupfergehalt chinesischer Schrottimporte von einem wesentlich geringeren Kupfergehalt als 61 % ausgegangen werden, mit dem für japanische, amerikanische und europäische Exporte nach China gerechnet wird. Hierfür kann sogar eine Zeitreihe gebildet werden, die in Tabelle 4-1 enthalten ist.

Aufgrund der absoluten Menge an chinesischen Schrottimporten und aufgrund der Tatsache, dass sie mit einem Kupfergehalt zwischen 30 % und 40 % verhältnismäßig unrein sind, können Aufbereitungseffizienzen für diese Importe nicht vernachlässigt werden. Aus diesem Grund werden die importierten Schrotte im CN-Modell mit einer Aufbereitungseffizienz multipliziert, die sich zunächst an der Effizienz für WEEE (55 %) orientiert und ab Mitte der 2000er Jahre ansteigt. In 2013 und 2014 wird die Aufbereitungseffizienz wie in den anderen Regionen vernachlässigt. Zunehmende Kontrollen im Rahmen der „Green Fence Policy“ führen dazu, dass zu stark verschmutztes Material vom chinesischen Zoll abgewiesen wird (Earley 2013). Dadurch steigt die Qualität des eingeführten sauberen Materials, das dann effizienter aufbereitet werden kann.

Tabelle 4-1: Kupfergehalte in chinesischen Schrottimporten. Quellen:
 1992 bis 1998: Eigene Schätzung,
 1999 bis 2009: ICSG (2010b, S. 104)
 2010 bis 2014: Schätzungen von ICA China (2014) und IWCC (2014c)

Jahr	Cu-Gehalt	Jahr	Cu-Gehalt	Jahr	Cu-Gehalt
1992	53%	2000	28%	2008	38%
1993	48%	2001	32%	2009	38%
1994	44%	2002	26%	2010	38%
1995	40%	2003	38%	2011	38%
1996	36%	2004	36%	2012	39%
1997	33%	2005	37%	2013	41%
1998	30%	2006	37%	2014	43%
1999	27%	2007	39%		

5 Implementierung der Modelle

Die Umsetzung des zuvor schematisch aufgezeigten Kupferkreislaufs in ein funktionsfähiges Simulationsmodell entspricht Phase 2 im SFA-Entwicklungsprozess nach Abbildung 2-4. Hierzu werden wiederum die einzelnen Kreislaufstufen betrachtet, die nacheinander in die Simulationssoftware Vensim implementiert werden.

5.1 Modellierung der Extraktion und Metallproduktion

Den Ausgangspunkt der Modellierung bildet die in Abbildung 5-1 dargestellte Kupferkonzentrat- und SXEW-Produktion aus heimischen Minen. Diese Werte werden extern in die Variablen „Concentrate Production“ bzw. „SXEW Production“ eingelesen. Konzentratimporte (positiv) und -exporte (negativ) werden zur Konzentrat-Handelsbilanz zusammengefasst und in „Trade Balance Concentrate“ eingelesen. Diese wird zur heimischen Produktion hinzuaddiert, wodurch sich die Variable „Concentrate Use“ ergibt und dem Einsatz bzw. dem Konsum von Kupferkonzentraten entspricht. Zur besseren Unterscheidung von den Produktionszahlen sind Variablen, bei denen Handelsflüsse bereits berücksichtigt sind, grün hinterlegt.

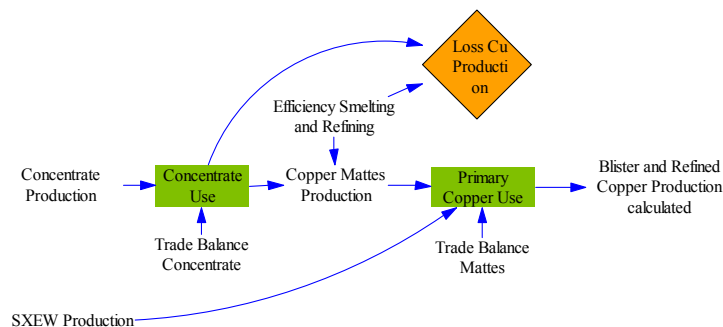


Abbildung 5-1: Massenflüsse der Primärkupferproduktion einschließlich Handelsbilanzen in der Vensim-Implementierung. Grün: Variablen nach Berücksichtigung des Außenhandels; Orange: Prozessverluste

Der Wert von „Concentrate Use“ geht dann abzüglich der konstanten Prozesseffizienz von 1 % (siehe dazu Kapitel 3.1.1) in die Variable „Copper Mattes Production“ ein. Analog zu den Konzentraten wird die Handelsbilanz für die bei der Kupfererzeugung auftre-

Im nächsten Schritt wird der Konsum von raffiniertem Kupfer in der Variablen „Blister and Refined Copper Use“ berechnet, indem die lokale Produktion ergänzt wird durch die Handelsbilanz „Trade Balance Blister and Refined Copper“ einerseits, und der regionsspezifischen jährlichen Bestandsänderung von raffiniertem Kupfer andererseits. Die Bestandsänderung „Refinery Stock Change“ basiert auf externen Daten und aktiviert bei positiven Werten den Zufluss „Inflow Refinery Stock“, bzw. im Fall negativer Werte den Abfluss „Outflow Refinery Stock“. Somit berechnet sich in den Simulationsläufen automatisch der Raffinadebestand „Refinery Stock calculated“. Gleichzeitig vermindert sich das für die Weiterverarbeitung zur Verfügung stehende Kupfer „Blister and Refined Copper Use“ um den Wert des Inflows, bzw. erhöht sich um den Wert des Outflows.

5.2 Modellierung der Halbzeugherstellung und -verwendung

Das im vorherigen Schritt berechnete, zur Verfügung stehende Raffinadekupfer fließt nun der Halbzeugherstellung zu. Analog zur Kupferraffination wird auf das zum Einsatz kommende Sekundärmaterial zurückgerechnet. Wie in Abbildung 5-3 gezeigt, muss hierzu zunächst die Variable „Semis Production“ bestimmt werden. Ausgangspunkt ist die Variable „Semis Use Mills“, in die Daten zur Halbzeugverwendung eingelesen werden. Der Datensatz ist unterteilt nach Kupferdraht- (Wire Mill) und Kupferwalzprodukten (Brass Mill Copper), Halbzeug aus Kupferlegierungen (Brass Mill Alloy) sowie Gussprodukten (Foundry), wobei in der Variablen jede der vier Kategorien einzeln als Subscript hinterlegt ist. Durch Subtraktion der Handelsbilanzen für jedes Subscript und das Hinzufügen von Produktionseffizienzen ergibt sich die Variable „Semis Production“, die aufsummiert dem Kupferbedarf der Halbzeugproduktion entspricht¹⁸.

Das benötigte Sekundärmaterial kann nun über die Differenz von „Semis Production“ und „Blister and Refined Copper Use“ berechnet und zur Variablen „Total Scrap Use backward calculation“ addiert werden. In der Vorwärtsrechnung lässt sich anschließend durch Multiplikation von „Total Scrap Use backward calculation“ mit $(1 - \text{„Factor Scrap Distribution“})$ der „Direct Melt“ gesondert ausweisen. Die gleiche Rechnung findet in der Variablen „Semis Production calculated“ statt, zusätzlich wird noch „Blister and Refined Copper Use“ hinzuaddiert. Bei korrekter Modellierung muss nun die berechne-

¹⁸ Hinweis: Liegen direkte Produktionsdaten für Halbzeug vor, so werden keine Handelsbilanzen in die Rechnung miteinbezogen, sondern nur die Produktionseffizienzen berücksichtigt.

te „Semis Production calculated“ mit der auf externen Werten basierenden „Semis Production“ übereinstimmen.

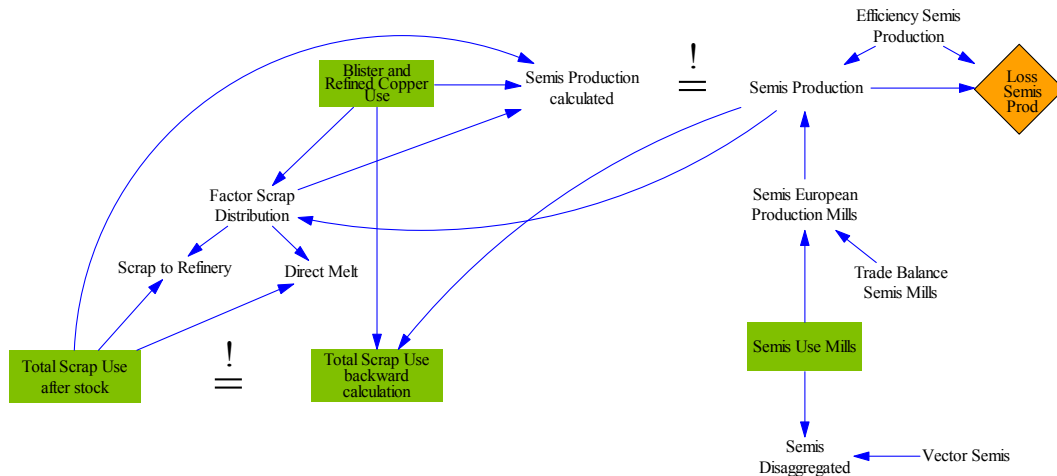


Abbildung 5-3: Halbzeugproduktion und –verwendung

Im weiteren Verlauf des Kupferkreislaufs werden die vier Halbzeugkategorien in „Semis Use Mills“ in die insgesamt 18 einzelnen Halbzeuge unterteilt, indem mit dem „Vector Semis“ multipliziert wird. Es ergibt sich so die aus 18 Subscripts bestehende Variable „Semis Disaggregated“.

5.3 Transformation der Halbzeuge in Endprodukte

Die Herstellung von Endprodukten aus Halbzeugen wird in der Modellierung umgesetzt, indem das Kupfer der Halbzeuge auf die Endprodukte verteilt wird. Grundlage hierzu sind Prozentwerte, die als jährliche Matrizen – siehe Kapitel 3.3.2 – in die Variable „End-use Datasets“ aus Abbildung 5-4 eingelesen werden. Im Simulationslauf wird die Tabelle des jeweiligen Jahres aktiviert und an die „Annual End-use Matrix“ übergeben. In der Variablen „End-use goods fabrication“ findet schließlich die Multiplikation der Prozentwerte mit den Halbzeugflüssen statt.

Das Kupfer liegt nun aufgeteilt in 17 Endanwendungsbereiche vor, die in „End-use goods fabrication“ als Vektor hinterlegt sind. Nun müssen noch die bei der Herstellung bzw. der Transformation, entstehenden Materialverluste berücksichtigt werden. Dazu werden in die Variable „Fabrication Efficiency“ die produktspezifischen Herstellungseffizienzen eingelesen und mit dem Materialfluss des jeweiligen Endprodukts multipliziert. In der Variablen „End-use goods“ findet sich somit das jährlich in Endprodukte eingehende Kupfer. Analog dazu erfolgt die Berechnung der bei den Produktionsprozessen anfallenden Neuschrotte. Durch Multiplikation des Faktors (1 -

Herstellungseffizienz) mit dem jeweiligen Endproduktfluss aus „End-use goods fabrication“ und anschließender Aufsummierung berechnet sich der Schrottfluss „New Scrap“, der später dem Recycling zugeführt wird.

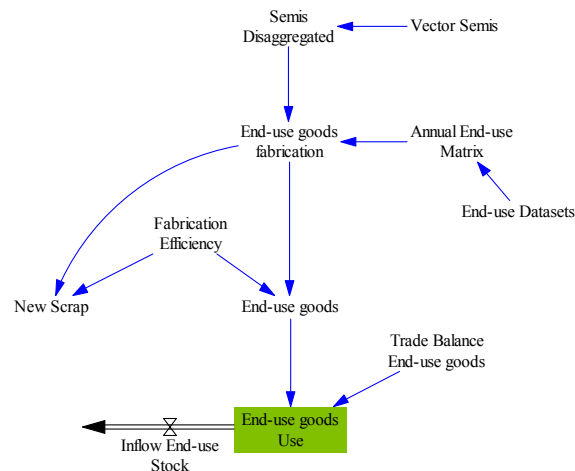


Abbildung 5-4: Endproduktfabrikation in der Vensim-Implementierung

Wie bereits in den vorigen Stufen des Kupferkreislaufs werden auch im Fall der Endprodukte nach der eigentlichen Herstellung die Handelsbilanzen berücksichtigt. „Trade Balance End-use goods“ beinhaltet für jede Endproduktart eine eigene – positive oder negative – Handelsbilanz, die zu den Werten aus „End-use goods“ addiert wird. Als Ergebnis ergibt sich in der Variablen „End-use goods Use“ der jährliche Kupferkonsum je Endprodukt. Diese neu produzierten Endprodukte treten dann in die Nutzungsphase ein, indem sie mittels „Inflow End-use Stock“ in den anthropogenen Kupferbestand fließen. Eine Ausnahme bilden Kupferpulver, für die aufgrund ihrer dissipativen Nutzung als Dünger oder in der chemischen Industrie kein Bestand aufgebaut wird.

5.4 Implementierung des Kupferbestands

Das charakteristische Merkmal von Beständen ist die zeitliche Konstanz. Während Materialflüsse in jedem Zeitschritt (hier: jährlich) neu auftreten, existieren Bestände kontinuierlich über den Simulationszeitraum hinweg, wobei sie sich durch Zu- und Abflüsse verändern können. Übersteigt das neu hinzukommende Material die abfließende Menge, so wächst der Bestand, im umgekehrten Fall nimmt er ab. Der anthropogene Kupferbestand setzt sich aus den bekannten Endanwendungen abzüglich des Kupferpulvers zusammen.

5.4.1 Exkurs: Die Aging Chain Methodik

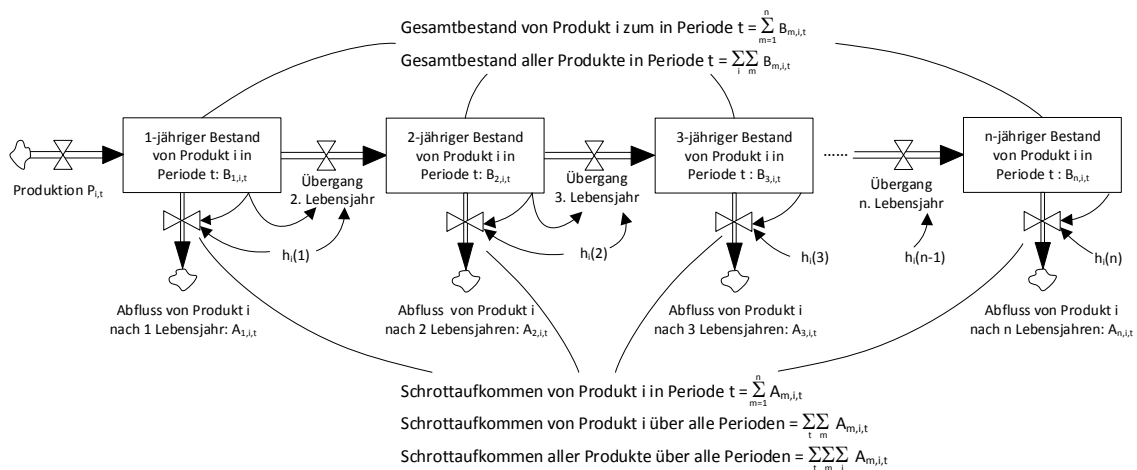
Eine Aging Chain wird verwendet, wenn in der systemdynamischen Modellierung für Bestände ein höherer Detailgrad gefordert wird. In der einfachsten Form der Modellierung stellt ein Bestand ein Reservoir dar, in das der Materialfluss eingeht und nach einer festgelegten Aufenthaltsdauer dieses wieder verlässt. Der Nachteil an dieser Methode ist jedoch ein Informationsverlust, da innerhalb des Bestands nicht mehr nach Altersklassen unterschieden werden kann. Dies ist jedoch notwendig um z.B. das durchschnittliche Alter des Bestands ermitteln zu können. Einen Ausweg bieten Aging-Chains, die sich aus mehreren hintereinandergeschalteten Beständen, der sogenannten Kohorte, bestehen. Eine Kohorte kann sich aus beliebig vielen Beständen mit jeweils beliebig vielen Zu- bzw. Abflüssen zusammensetzen (Sterman 2000, S. 470ff.). Die Flexibilität der Aging Chains wird in unterschiedlichen Wissenschaftsbereichen genutzt. So kommen Aging Chains beispielsweise bei der Modellierung der Personalentwicklung in Unternehmen zum Einsatz, wenn der Mitarbeiterbestand – etwa nach Karrierestufen – feiner aufgegliedert werden soll (Größler und Zock 2010). In der Bevölkerungsforschung werden Aging Chains zur weiteren Unterteilung einer Population, z.B. nach Altersklassen oder Geschlecht, verwendet (Eberlein et al. 2012; Krejčí und Kvasnička 2012). Auch im Hinblick auf die Simulation von Produktlebensdauern können Aging Chains eingesetzt werden. So finden sich Elemente davon beispielsweise in der Publikation von Kagawa et al. (2015), in der die zukünftig zu ersetzenden Fahrzeuge des japanischen Pkw-Bestands unter Zuhilfenahme von Überlebenswahrscheinlichkeiten prognostiziert werden.

5.4.2 Die Aging Chain im Kupfermodell

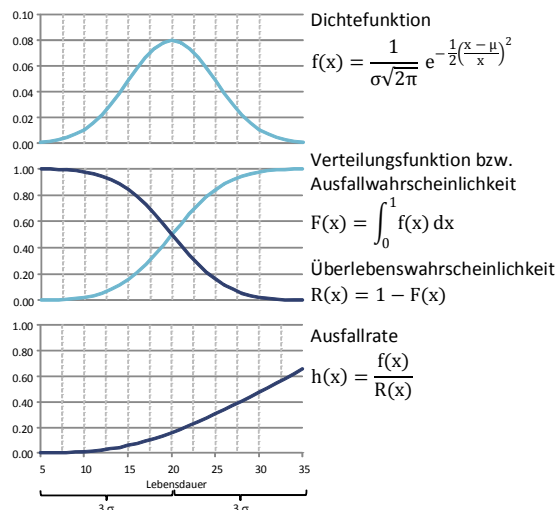
Für die Modellierung der anthropogenen Kupferbestände in den regionalen Kupfermodellen wurde ebenfalls die Aging Chain Methodik eingesetzt, wobei für jede der 16 nicht-dissipativen Endproduktkategorien in jeder der 5 betrachteten Weltregionen eine eigene Aging Chain erstellt wurde. Den schematischen Aufbau einer Aging Chain zeigt Abbildung 5-5: Die Aging Chain beginnt mit dem Zufluss $P_{i,t}$, der die in Periode t neu in die Nutzungsphase eintretenden Endprodukte vom Typ i repräsentiert. Dieser Zufluss tritt in den ersten Bestand ein und verbleibt dort für ein Jahr. Nach Ablauf des ersten Jahres findet ein Weiterfluss in den 2-jährigen Bestand statt, nach Ablauf eines weiteren Jahres folgt der Übergang in den 3-jährigen Bestand. Dabei sind die Übergänge zwischen den Beständen bestimmt durch produkt- und altersspezifische Ausfallraten $h_i(m)$, deren Herleitung auf Basis der endproduktspezifischen Lebensdauerverteilung erfolgt und aus Abbildung 5-5 zu entnehmen ist. Der Inhalt des aktuellen Bestands multipliziert mit der Ausfallrate verlässt die Aging Chain als Abfluss in Form von Schrotten, während das Ergebnis der Multiplikation von Bestand und dem Faktor $(1 -$

Ausfallrate) in den Folgebestand fließt. Die aufsummierten Abflüsse einer jeden Periode t ergeben das Schrottaufkommen in t . Der Gesamtbestand von Endprodukt i in Periode t lässt sich durch Aufsummieren der Einzelbestände berechnen. Zusätzliche Auswertungen sind sowohl für den Gesamtbestand als auch für das Schrottaufkommen durch weitere Summenbildungen, z.B. über alle Perioden, möglich.

AGING CHAIN: SCHEMATISCHER AUFBAU



GAUß'SCHE NORMALVERTEILUNG: HERLEITUNG DER AUSFALLRATE



ELEMENTE UND DEFINITIONEN DER AGING CHAIN

Produktion bzw. Konsum von Neuprodukten in Periode t : $P_{i,t}$

Ausfallwahrscheinlichkeit von Produkt i nach m Lebensjahren :
 $h_i(m)$, $m \in [1 ; n]$

Übergang von Lebensjahr m zu $(m+1)$
 $= \text{Bestand Lebensjahr } m \times [1 - (\text{Ausfallwahrscheinlichkeit nach } m \text{ Lebensjahren})]$
 $= B_{m,i,t} \cdot [1 - h_i(m)]$

Abfluss nach m Lebensjahren $A_{m,i,t}$
 $= \text{Bestand Lebensjahr } m \times \text{Ausfallwahrscheinlichkeit nach } m \text{ Lebensjahren}$
 $= B_{m,i,t} \cdot [1 - h_i(m)]$

Abbildung 5-5: Aufbau einer Aging Chain und Herleitung der zugehörigen Ausfallraten. Die Dichtefunktion entspricht dabei der Lebensdauerverteilung eines Endprodukts.

Die Vensim-Implementierung der Aging Chain ist in Abbildung 5-6 dargestellt. Die Flussvariable „Inflow End-use goods“ enthält, aufgeteilt in die 16 nicht-dissipativen Endproduktkategorien, das jährlich neu zum Bestand hinzukommende Kupfer und tritt

in den ersten Bestand der Aging Chain ein. Die Berechnungslogik folgt dem in Abbildung 5-5 gezeigten Schema. Die Größe der Kohorte, d.h. die Anzahl der Bestände in der Aging Chain wurde auf $n = 100$ festgelegt um sicherzugehen, dass links und rechts vom Mittelwert der Lebensdauerverteilung ein Bereich von mindestens 3σ abgedeckt wird, in den 99,73 % der Werte fallen¹⁹. Damit trotzdem kein Kupfer auf ewig im Bestand verbleibt wurde die Ausfallrate im 100. Lebensjahr auf $h(100) = 1$ gesetzt.

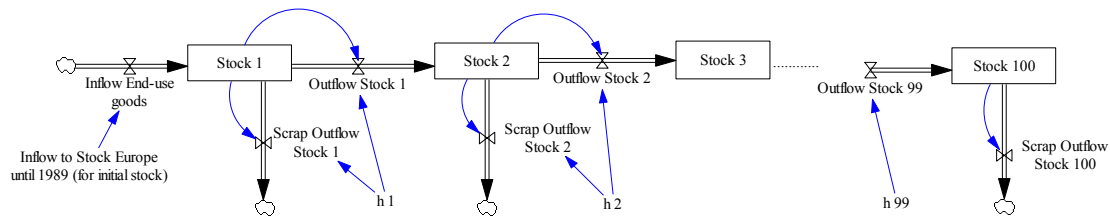


Abbildung 5-6: Modellierung des Kupferbestands als Aging Chain

5.4.3 Berechnung des Anfangsbestands 1990

Als Simulationsbeginn des Kupfermodells wurde aufgrund der Verfügbarkeit von Handelsdaten das Jahr 1990 gewählt. Zu diesem Zeitpunkt war jedoch bereits ein Kupferbestand vorhanden, der als Anfangsbestand in der Modellierung berücksichtigt werden muss. Dieser Anfangsbestand spielt eine wichtige Rolle für die Simulationsergebnisse, hängen von seiner Höhe und Altersverteilung doch direkt die Sekundärmaterialflüsse der Folgejahre und somit auch die Recyclingraten ab.

Eine Möglichkeit zur Abschätzung des regionalen Anfangsbestands ist die prozentuale Verteilung des Welt-Kupferbestands im Jahr 1990 aus dem globalen Kupfermodell von Glöser et al. (2013) auf die verschiedenen Regionen. Allerdings hat sich diese Vorgehensweise als anfällig für eine subjektive Wahl der Prozentwerte erwiesen. Aus diesem Grund wurde der erste durch das Modell berechnete Bestandszufluss, d.h. der Wert der Variablen „Inflow End-use goods“ des Jahres 1990, mit dem Wirtschaftswachstum zurück bis zum Jahr 1910 diskontiert. Dies ist möglich, da eine enge Korrelation zwischen wirtschaftlicher Entwicklung und dem Kupfereinsatz besteht (Rauch 2009; Elshakki et al. 2016).

Die wirtschaftliche Entwicklung einer Region wurde durch den gewichteten Mittelwert des BIP-Wachstums der zugehörigen Länder ermittelt, basierend auf der Datenbank von The Conference Board (2016). Der in den Bestand fließende Inflow I von Endprodukts P in einem Jahr t zwischen 1910 und 1989 ergibt sich somit wie folgt:

¹⁹ Größter Erwartungswert $\mu = 50$ Jahre mit $\sigma = 8$ für Architekturanwendungen

$$I_{P\,1990-T} = I_{P\,1990} \times \prod_{t=1}^T \left(\sum_{j=1}^j \frac{BIP_{i\,1990-t}}{\sum_{m=1}^n BIP_{m\,1990-t}} \times (1 + BIP_{i\,1990-t})^{-t} \right) \quad (5-1)$$

I : Bestandszufluss

$T \in [1;80]$: Jahre

P : Endprodukt

j, n : Anzahl Länder in der Region

BIP : Bruttoinlandsprodukt in %

Modelltechnisch bedeutet dies, dass die Aging Chain von 1910 bis 1989 befüllt wird, und somit im Jahr 1990 ein Anfangsbestand bereitsteht. Im Jahr 1910 eventuell bereits vorhandenes Material spielt dabei keine Rolle, da dieses aufgrund der 80 Perioden Vorlauf im Jahr 1990 in jeden Fall aus dem Bestand abgeflossen ist. Außerdem sind die Regionalmodelle durch die Wahl dieses zeitlichen Rahmens konsistent mit dem globalen Kupfermodell (vgl. Glöser et al. 2013).

5.5 Modellierung des Kupferrecyclings und darauf basierende Recyclingraten

Das Kupferrecycling besteht aus der Aufbereitung von Neuschrotten einerseits, sowie aus der Sammlung und Aufbereitung von Altschrotten aus EoL-Produkten andererseits. Eine besondere Herausforderung in der modelltechnischen Umsetzung ist dabei die Menge des recycelten Sekundärkupferflusses so einzustellen, dass die Materiallücke zwischen vorgegebener Gesamtkupferproduktion und Kupfer aus primären Quellen, mit Sekundärmaterial exakt geschlossen wird. Dabei müssen Schrotthandelsflüsse, Aufbereitungseffizienzen und der Neuschrottfluss als Nebenbedingungen beachtet werden.

5.5.1 Neuschrott-Recycling

Neuschrotte, die bei der Herstellung der Endprodukte anfallen, werden wie bereits beschrieben durch die Variable „New Scrap“ repräsentiert. Die Variable „New Scrap Production“ in Abbildung 5-7 beinhaltet die Menge an Neuschrott, die, nach Abzug der Sammeleffizienz für Neuschrott, für die Kupferproduktion wieder zur Verfügung steht.

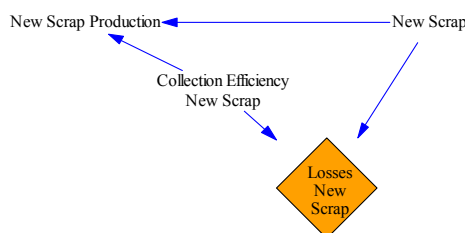


Abbildung 5-7: Neuschrottbehandlung im Simulationsmodell

5.5.2 Recycling von EoL-Schrotten

Der in Abbildung 5-8 gezeigte Modellausschnitt zeigt die Recyclingflüsse in der Vensim-Implementierung. Diese werden auf zwei Arten berechnet. Ausgehend vom benötigten Sekundärmaterial in der Kupferproduktion wird zunächst in einer Rückrechnung die EoL CR bestimmt. Basierend auf dieser EoL CR wird dann in der Vorwärtsrechnung wieder das in der Kupferproduktion eingesetzte Sekundärmaterial berechnet. Ist die Modellierung richtig ausgeführt stimmen beide Rechenwege in jedem Schritt überein.

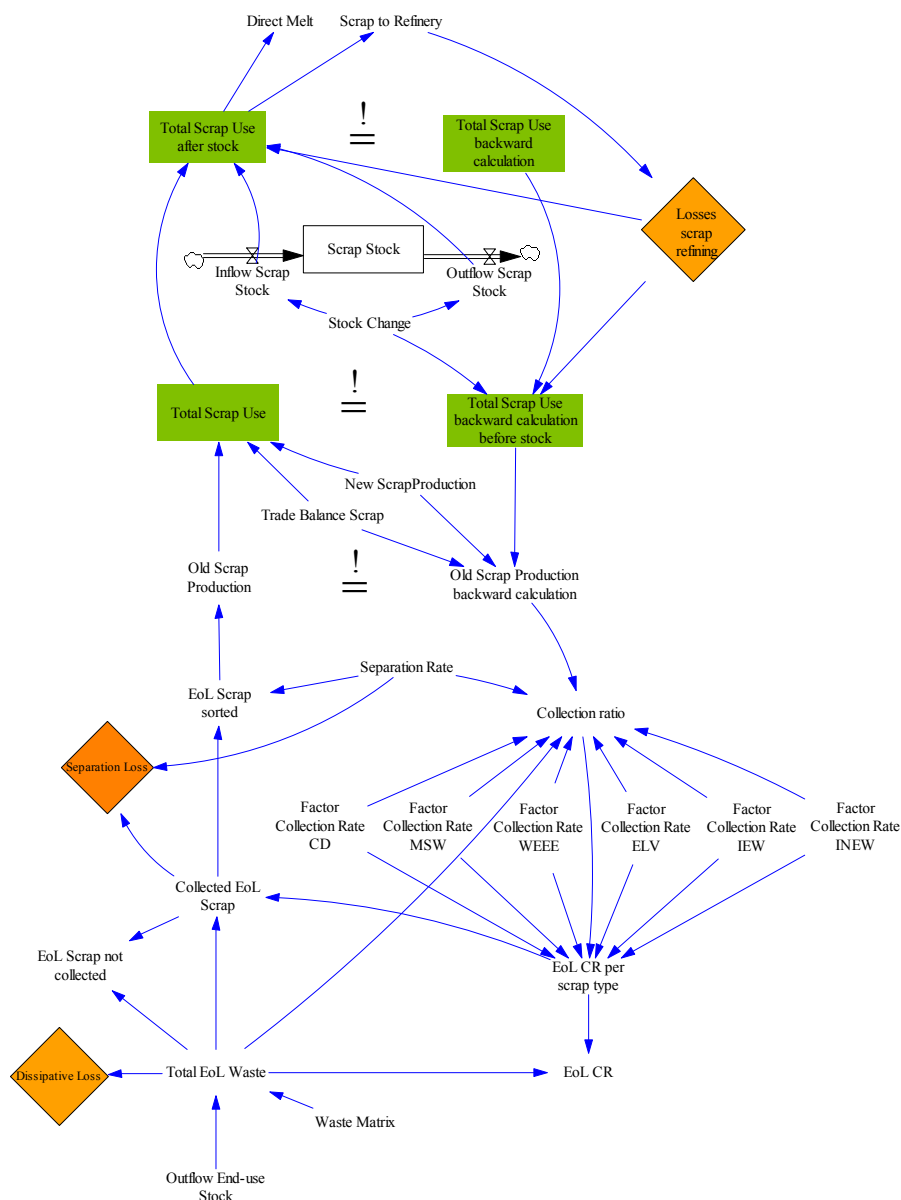


Abbildung 5-8: Das Altschrottrecycling im Simulationsmodell

5.5.2.1 Rückwärtsrechnung zur Bestimmung des zu sammelnden Altschrotts

Die Variable „Total Scrap Use backward calculation“ beinhaltet, wie in Kapitel 5.1 und 5.2 beschrieben, die Summe aus raffiniertem und direkt zu Halbzeug wiedereingeschmolzenem Schrott. Zu diesem Wert werden Schmelz- und Raffinationseffizienzen addiert, die Änderung des Schrottbestands wird davon subtrahiert. Als nächstes erfolgt noch die Subtraktion der Außenhandelsbilanz „Trade Balance Scrap“ und der „New Scrap Production“, wodurch sich die Variable „Old Scrap Production backward calculation“ ergibt. Dies ist die Menge an Altschrott, die recycelt werden muss, um unter Berücksichtigung der Nebenbedingungen Neuschrotte, Schrotthandel und Schrottbestand den Bedarf an Sekundärmaterial der Kupferproduktion zu decken.

Diese Altschrottmenge wird nun in der Variablen „Collection Ratio“ ins Verhältnis zum theoretisch verfügbaren Altschrott gesetzt. Hierbei müssen wiederum die technischen Aufbereitungseffizienzen in der Variablen „Separation Rate“ als Nebenbedingungen beachtet werden. Da nicht alle Altschrottarten gleich effizient gesammelt werden, ist außerdem noch ein spezifischer Gewichtungsfaktor („Factor collection rate“) zu berücksichtigen. Dieser ist dimensionslos und muss manuell so eingestellt werden, dass die schrottartspezifischen Sammelquoten plausibel sind. Werden beispielsweise $FCR_{MSW} = 1$ und $FCR_{WEEE} = 2$ gewählt, so bedeutet dies, dass WEEE mit einer doppelt so hohen Effizienz gesammelt wird wie MSW. Die Gewichtungsfaktoren haben dabei keinen Einfluss auf die insgesamt gesammelte Menge an Kupferschrott, sondern lediglich auf deren Zusammensetzung nach Schrottarten. Wird der Faktor einer Schrottart erhöht, so steigt die gesammelte Menge dieser Schrottart an, während die Sammelmenngen der anderen Schrottarten im Modell automatisch sinken.

Die Berechnung der schrottartspezifischen Sammelquoten und schließlich der EoL CR erfolgt wie in den Formeln (5-2) bis (5-4) dargestellt (vgl. Glöser et al. 2013):

$$Collection\ Ratio = \frac{Old\ Scrap\ Production\ backward\ calculation}{\sum_{Schrottarten} Total\ EoL\ Waste_i \times SR_i \times FCR_i} \quad (5-2)$$

$$EoL\ CR\ per\ Scrap\ Type_{Schrottart\ i} = Collection\ Ratio \times FCR_i \quad (5-3)$$

$$EoL\ CR = \frac{\sum_{Schrottarten} EoL\ CR_i \times Total\ EoL\ Waste_i}{\sum_{Schrottarten} Total\ EoL\ Waste_i} \quad (5-4)$$

FCR_i : Factor collection rate von Schrottart i

SR_i : Separation Rate, d.h. Techn. Aufbereitungseffizienz von Schrottart i

5.5.2.2 Vorwärtsrechnung zur Schließung der Massenbilanz

Die Vorwärtsrechnung der Recyclingflüsse beginnt mit dem Abfluss „Outflow End-use Stock“ aus dem anthropogenen Kupferbestand. Dieser liegt aufgeteilt in die 16 Endproduktkategorien vor, und wird über die extern eingelesene Schrottmatrix auf die 6 Schrottarten umgerechnet. Nach Abzug der nicht recycelbaren, dissipativen Verluste werden die Schrottarten aus der Variablen „Total EoL Waste“ mit den zuvor hergeleiteten schrottartspezifischen Sammelquoten „EoL CR per scrap type“ multipliziert und in „Collected EoL Scrap“ gespeichert. Nach einer erneuten Multiplikation mit den technischen Aufbereitungseffizienzen für jede Schrottart ergibt sich die Variable „EoL Scrap sorted“. Das Aufsummieren über die Schrottarten führt zur Variablen „Old Scrap Production“, die das gesamte aus heimischen Altschrotten recycelte Kupfer beinhaltet.

Als Nächstes werden die recycelten Neuschrotte sowie die „Trade Balance Scrap“ hinzuaddiert und es ergeben sich in „Total Scrap Use“ die verfügbaren Kupferschrotte nach Handel. Um auf die Sekundärmaterialnachfrage der Kupferproduktion zu kommen muss nun noch die Änderung des Schrottbestands berücksichtigt werden, indem der Abfluss addiert bzw. der Zufluss subtrahiert wird. Das Sekundärkupfer kann dann auf die Raffinade- bzw. die Halbzeugproduktion aufgeteilt werden, siehe Kapitel 5.1 und 5.2.

6 Simulationsergebnisse

In diesem Abschnitt werden nacheinander die wichtigsten Simulationsergebnisse für jede Region vorgestellt. Dies umfasst den Kupferkreislauf als Ganzes, der für das Jahr 2014 sowie als kumulierte Zehnjahresbetrachtung des Zeitraums 2005 bis 2014, dargestellt wird. Einzelne Elemente des Kreislaufs wie z.B. der anthropogene Kupferbestand oder die Außenhandelsflüsse werden dabei herausgegriffen und detaillierter analysiert. Als zentrales Simulationsergebnis stehen außerdem Schrottflüsse und Recyclingraten im Mittelpunkt der Analyse. Weitere und zum Teil detaillierter aufgeschlüsselte Ergebnisse sind im Anhang zu finden.

6.1 EU 28 – Flüsse, Bestände und Recyclingraten²⁰

6.1.1 Der Kupferkreislauf der EU 28

Abbildung 6-1 zeigt eine Übersicht der europäischen Kupferflüsse und –bestände des Jahres 2014. Die Einzelflüsse der verschiedenen Halbzeuge, Endprodukte und Schrottkategorien sind hierzu in einem Sankey-Diagramm zusammengefasst.

In Europa wurden 2014 knapp 2 Mio. t Primärkupfer verarbeitet, von dem rund ein Drittel aus heimischer Minenproduktion stammt. Zusammen mit 790 kt Sekundärmaterial summiert sich die Raffinadeproduktion der EU 28 auf rund 2,8 Mio. t. Hinzu kommen noch 930 kt Importe, die rund doppelt so hoch sind wie die exportierte Menge an raffiniertem Kupfer. Insgesamt beläuft sich somit der Raffinadekupfereinsatz zur Halbzeugproduktion auf rund 3,2 Mio. t. Dieses Kupfer wird zusammen mit ca. 1 Mio. t an qualitativ hochwertigem Sekundärmaterial zu rund 4,3 Mio. t Halbzeugen weiterverarbeitet. Bei Betrachtung der Im- und Exporte von Halbzeug zeigt sich, dass die EU hier, anders als für Primärmaterial und Raffinadekupfer, eine negative physische Handelsbilanz aufweist, d.h. ein Netto-Exporteur von Halbzeugen ist. Dementsprechend ist die Menge des in Europa nach Handel verbleibenden Halbzeugs mit 3,8 Mio. t rund 500 kt niedriger als die produzierte Menge. Werden aus diesem Halbzeug Endprodukte hergestellt, fallen ca. 25 % Produktionsschrotte an, die restlichen rund 2,9 Mio. t Kupfer gehen in die Endprodukte ein. Mit rund 1,6 Mio. t Kupfergehalt in importierten Endprodukten bzw. 1,35 Mio. t in Exporten ist die Handelsbilanz relativ ausgeglichen. Somit werden 3,1 Mio. t Kupfer in Form von neu auf den Markt gekommenen Endprodukten dem anthropogenen Kupferbestand zugefügt. Für diesen wird durch das Modell für 2014 ein Jahresanfangswert von über 82 Mio. t ausgewiesen. Werden Bestandsabflüs-

²⁰ Teile dieses Kapitels sind in der Publikation von Soulier et al. (2018a) veröffentlicht

se in Form von Altschrotten von rund 2,6 Mio. t berücksichtigt, so erhöht sich der Kupferbestand netto um rund 500 kt. Nach Abzug dissipativer Verluste, sowie von Materialverlusten bei Sammlung und Aufbereitung, stehen ca. 1,6 Mio. t Altschrott zum Wiedereinschmelzen zur Verfügung. Zusammen mit den Neuschrotten ergeben sich insgesamt rund 2,5 Mio. t an recyceltem Kupferschrott. Die dominierenden Schrottexporte sorgen für einen negativen Saldo von ca. 600 kt in der Handelsbilanz, sodass in Europa nur rund 1,9 Mio. t Sekundärkupfer verbleiben. Für 2014 wird im Modell mit einer geringfügigen Aufstockung des Schrottbestands von 80 kt gerechnet, während das restliche Sekundärkupfer wie bereits beschrieben zur Raffinadeproduktion bzw. Halbzeugherstellung eingesetzt wird.

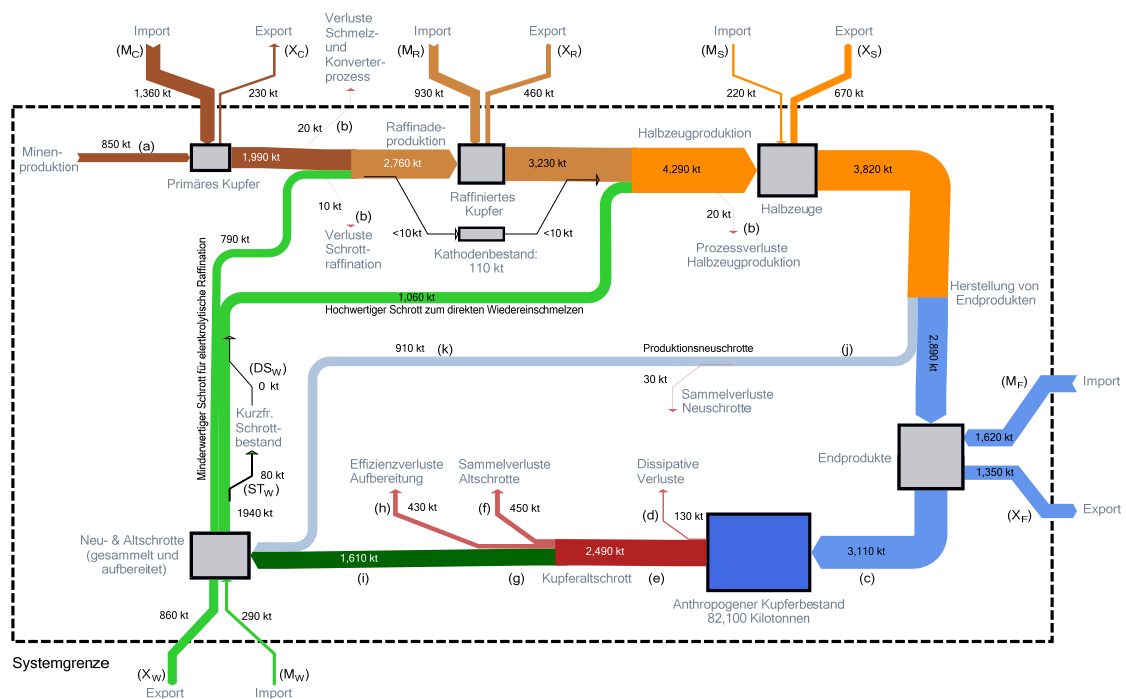


Abbildung 6-1: Kupferflüsse und -bestände der Europäischen Union für das Jahr 2014 im Sankey-Diagramm. Die Bezeichnungen der Flüsse orientieren sich an Eurometaux und Eurofer (2012).

Eine analoge Darstellung ist auch über mehrere Perioden möglich. So zeigt Abbildung 6-2 die kumulierten Flüsse über zehn Jahre von 2005 bis 2014. Der Vorteil einer solchen zusammenfassenden Betrachtung liegt in der Glättung von Einmaleffekten, wie beispielsweise einer kurzzeitigen Finanz- und Wirtschaftskrise, die bei der Betrachtung nur einer Periode auftreten können. Grundsätzlich zeigt der kumulierte Kreislauf für die EU 28 ein ähnliches Bild wie für 2014.

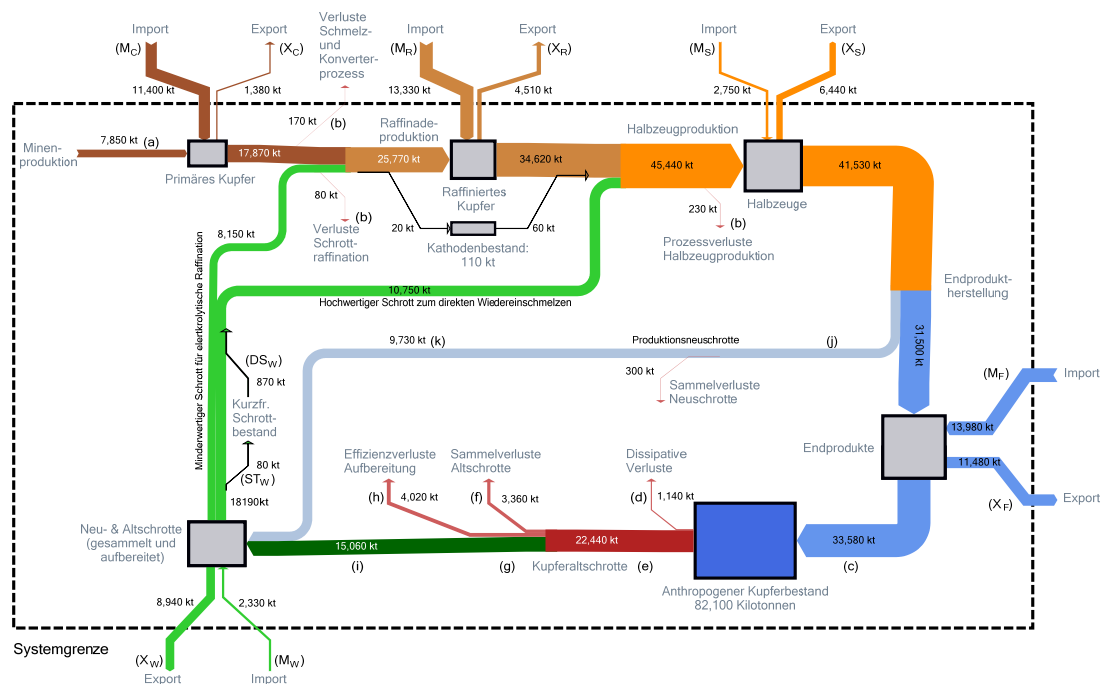


Abbildung 6-2: Kumulierte Kupferflüsse und -bestände der Europäischen Union im Zeitraum 2005 bis 2014 im Sankey-Diagramm

Interpretation und Diskussion

Der europäische Kupferkreislauf zeigt sich in allen Zyklusphasen verhältnismäßig ausgeglichen, lediglich die eigene Primärproduktion ist im Vergleich zu den Einfuhren schwach ausgeprägt. Ansonsten zeigt sich eine funktionierende, mehrstufige Wertschöpfungskette in Europa. Auf der ersten Stufe wird aus importiertem und heimischem Rohmaterial Metall erzeugt, wobei hierzu neben der eigentlichen Kathodenproduktion auch die Aufbereitung von Sekundärmaterial als Wertschöpfung zu zählen ist (vgl. Maurell-Lopez et al. 2012). Die zweite und dritte Wertschöpfungsstufe umfasst die Herstellung von Halbzeugen bzw. Endprodukten, von denen ein bedeutender Teil im Ausland abgesetzt wird.

Zum Abgleich der oben gezeigten Kupferkreisläufe für die EU 28 mit vorangegangenen Arbeiten können die Tabelle 6-1 aufgeführten Studien herangezogen werden. So besitzt das statische Modell von Spatari et al. (2002) einen ähnlichen geographischen Fokus, allerdings mit Bezug auf das Jahr 1994. Der Vergleich mit den Simulationsergebnissen für 1994 zeigt ähnliche Werte für die Minen- und Raffinadeproduktion, sowie für die Halbzugherstellung. Eine größere Differenz von rund 600 kt ist beim Zufluss von Endprodukten zum anthropogenen Kupferbestand festzustellen, die wesentlich auf unterschiedliche Werte beim Außenhandel von Halbzeugen und Endprodukten zurück-

zuführen ist. Eine ebenfalls deutliche Abweichung tritt beim Abfluss von EoL-Produkten aus dem Kupferbestand auf. Da von Spatari et al. für den EoL-Fluss mit Pro-Kopf Annahmen gearbeitet wurde, ist davon auszugehen, dass es hierbei zu einer Überschätzung des Kupfergehalts gekommen ist. Das Simulationsmodell berechnet dagegen den Kupferbestand und leitet daraus den Altschrottfluss ab, eine Schätzung ist hierbei nicht nötig. Die Angaben zu recycelten Alt- und Neuschrotten liegen wiederum sehr dicht beieinander, was insofern zu erwarten ist, da sie über die Massenbilanz eng mit den Raffinade- und Halbzeugproduktionszahlen verbunden sind, die in beiden Fällen auf ähnlichem Niveau liegen. Insgesamt bleibt festzuhalten, dass das Simulationsmodell mit der zum Vergleich herangezogenen Studie in jenen Punkten übereinstimmt, die auf externen Statistiken beruhen (z.B. Minen- oder Raffinadeproduktion) oder daraus ableitbar sind (recycelte Schrotte). Zu Abweichungen kommt es dagegen beim Außenhandel und den damit zusammenhängenden Variablen, z.B. dem Bestandszufluss, sowie bei Werten die in der Studie geschätzt wurden (EoL-Fluss). Aufgrund der detaillierteren Betrachtung des Außenhandels und dem berechneten Kupferbestand und EoL-Fluss wird das EU 28-Simulationsmodell in diesen Punkten als zuverlässiger angesehen.

Das ebenfalls in Tabelle 6-1 aufgeführte Modell der ICSG (2005) umfasst Westeuropa und unterscheidet sich dadurch in einigen Punkten vom EU 28 Modell. So befindet sich beispielsweise die polnische Minenproduktion außerhalb der Systemgrenze, die jedoch im EU 28 Modell enthalten ist. Gemeinsamkeiten finden sich in den Angaben zur Halbzeugherstellung, was darauf schließen lässt, dass in Osteuropa zu diesem Zeitpunkt keine nennenswerte Produktion existierte. Nicht nachvollziehbar sind dagegen die Unterschiede in Bezug auf den Zu- und Abfluss zum Kupferbestand, sowie beim recycelten Altschrott. Unter Einbeziehung der Werte von Spatari et al. für 1994 erscheinen die ICSG Ergebnisse an diesen Stellen jedoch als zu hoch.

Die aktuellste Publikation zu europäischen Kupferflüssen von Ciacci et al. (2017) bezieht sich auf das Jahr 2014 und umfasst ebenfalls die EU 28, wodurch sich eine direkte Vergleichbarkeit ergibt. Eine erste kleinere Abweichung aufgrund unterschiedlicher Datenquellen ist bereits bei der Minenproduktion erkennbar. Im weiteren Verlauf der Wertschöpfung, d.h. bei Raffinade- und Halbzeugproduktion, ergeben sich dagegen ähnliche Werte. Zu Unterschieden kommt es wiederum bei den Ergebnissen für den europäischen Kupferbestand sowie dessen Zu- und Abfluss. Hier liegen die Berechnungen von Ciacci et al. deutlich über den Simulationsergebnissen des EU 28-Modells der vorliegenden Arbeit. Diese Abweichungen sind in erster Linie auf unterschiedliche Annahmen zu Fabrikationseffizienzen zurückzuführen, so gehen Ciacci et al. von einer Fabrikationseffizienz von im Durchschnitt rund 87 % aus, während das EU-28 Modell auf Basis der in Kapitel 3.3.3 angeführten Effizienzen auf durchschnittlich 75 % kommt.

und somit weniger Kupfer dem Bestand zufließt. Bei der Bewertung dieser unterschiedlichen Annahmen werden die im EU28-Modell verwendeten Werte gemäß Kapitel 3.3.3 als plausibler erachtet, da sie wesentlich auf Expertenschätzungen aus der Kupferindustrie beruhen. Als weitere Konsequenz dieser unterschiedlichen Annahmen kommt es zu verschiedenen hohen Mengen an recycelten Alt- und Neuschrotten. Entsprechend der niedrigeren Fabrikationseffizienz fällt im EU 28-Modell mehr Neuschrott an, wodurch weniger Altschrotte benötigt werden um die Massenbilanz des Kreislaufs zu schließen. Da bei Ciacci et al. weniger Neuschrotte anfallen, muss deren angegebener Direct Melt Fluss zur Hälfte durch Altschrotte gedeckt werden. In Anbetracht der dafür nötigen hohen Schrottqualität ist dieses Ergebnis allerdings zu hinterfragen. Hinsichtlich der Handelszahlen sind ebenfalls Unterschiede zwischen der vorliegenden Arbeit und der Studie von Ciacci et al. festzustellen, insbesondere die Angaben zum Metallhandel sind auffällig. Eine genauere Analyse kann hierzu nicht angestellt werden, da Ciacci et al. die größeren SITC Handelscodes nutzen, im EU 28-Modell dagegen die neueren und detaillierter aufgeschlüsselten HS Codes zum Einsatz kommen. Dennoch lässt sich festhalten, dass aus diesem Grund die Handelsflüsse des EU 28-Modells vorzuziehen sind und als sinnvoller erachtet werden.

Tabelle 6-1: Vergleich der Simulationsergebnisse für die EU 28 mit Literaturwerten
[Einheit: kt]

Quelle	Spatari et al. (2002)	EU 28-Modell	ICSG (2005)	EU 28-Modell	Ciacci et al. (2017)	EU 28-Modell
Systemgrenze (geographisch & zeitlich)	Kontinentaleuropa 1994	EU 28 1994	West-europa 1999	EU 28 1999	EU 28 2014	EU 28 2014
Minenproduktion	690	710	182	818	720	848
Raffinadeproduktion	2300	2050	1817	2282	2590	2760
Halbzeugherstellung	4350	4250	4975	4869	3993	4290
Zufluss Kupferbestand	3430	2850	4623	3275	3798	3112
Kupferbestand absolut	-	56 500	-	63 130	91 000	82 140
Abfluss Kupferbestand	920	1570	~2400	1775	3501	2617
Recycelter Altschrott	740	775	~1600	800	2100	1606
Recycelter Neuschrott	980	1000	750	1030	534	905

Quelle	Spatari et al. (2002)	EU 28-Modell	ICSG (2005)	EU 28-Modell	Ciacci et al. (2017)	EU 28-Modell
Systemgrenze (geographisch & zeitlich)	Kontinentaleuropa 1994	EU 28 1994	West-europa 1999	EU 28 1999	EU 28 2014	EU 28 2014
	Außenhandelsbilanzen					
Primärmaterial	+ 280	+ 550	+ 576	+ 554	+ 1001	+ 1137
Kupfer (Metall)	+ 1500	+ 1250	+ 2207	+ 1755	+ 948	+ 471
Halbzeuge & Endprodukte	- 180	- 560	~ - 400	- 478	- 45	- 179
Schrott	+ 300	+ 130	+ 258	+ 50	- 718	- 572

6.1.2 Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf

Die Import- und Exportflüsse von Kupfer aus den Sankey-Diagrammen sind in Abbildung 6-3 über die Zeit aufgetragen. Die Importe von Primärkupfer, bei dem es sich im Wesentlichen um Konzentrate handelt, überwiegen die Exporte bei Weitem. Gleiches gilt für die Handelsbilanz von raffiniertem Kupfer. Auffällig ist jedoch der unterschiedliche Verlauf der Handelsbilanz ab dem Krisenjahr 2009. Während die Handelsbilanz von Primärmaterial stabil bleibt, bricht der Außenhandelssaldo von raffiniertem Kupfer um rund die Hälfte ein und stagniert in den Folgejahren auf niedrigem Niveau. Anders als bei Primär- und Raffinadekupfer fällt die europäische Handelsbilanz für Halbzeuge deutlich negativ aus. Relativ ausgeglichen ist die Bilanz auf Ebene der kupferhaltigen Endprodukte, bemerkenswert hier ist die Steigerung seit 1990 sowohl der Im- wie auch der Exporte. Wie vertiefende Untersuchungen ergaben, ist die Steigerung der Importe dabei im Wesentlichen auf Einfuhren aus China zurückzuführen, während die Exporte ohne dominierende Abnehmer-Region gleichmäßiger verteilt sind (Tercero Espinoza und Soulier 2016). Ebenfalls stark von China beeinflusst ist die Handelsbilanz von Kupferschrott. Der in den 1990er Jahren durch einen Importüberhang leicht positive Außenhandelssaldo fällt, bedingt durch Schrottverkäufe nach China ab dem Jahr 2000, deutlich ins Negative.

In der Gesamtbilanz über alle Wertschöpfungsstufen hinweg wird in die EU 28 deutlich mehr Kupfer ein- als ausgeführt. In der Folge findet in der EU eine Akkumulation von Kupfer statt.

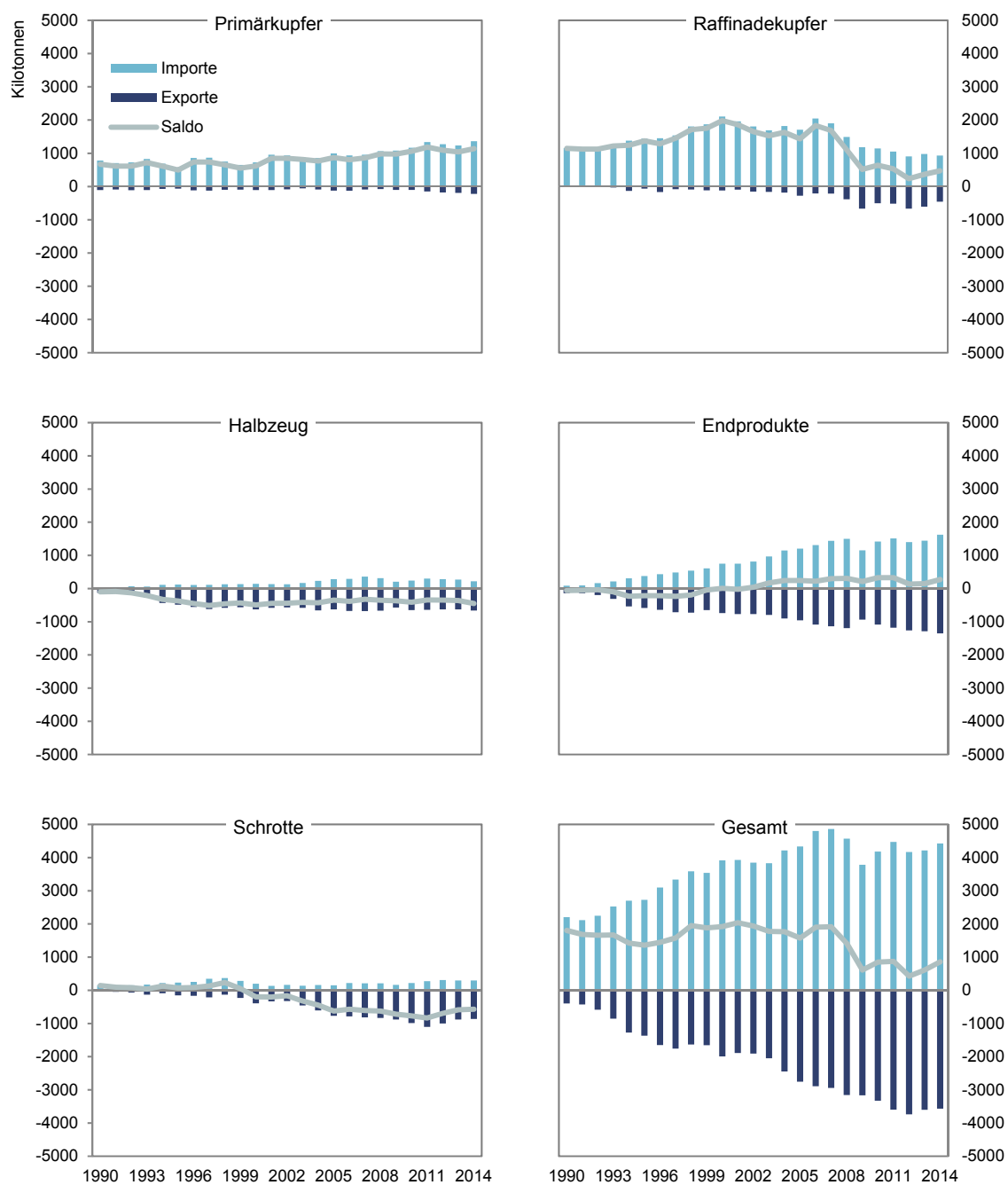


Abbildung 6-3: Übersicht der Außenhandelsflüsse für die EU 28 im Zeitraum 1990 bis 2014 nach Wertschöpfungsstufe in Kilotonnen. Analog zur Berechnung der Handelsbilanz sind Importe positiv und Exporte negativ aufgetragen.

Interpretation und Diskussion

Wie bereits in Kapitel 6.1.1 beschrieben ist der europäische Kupfer-Außenhandel gekennzeichnet durch den großen kupferverarbeitenden Sektor, der Primär- und Raffinadekupfer in die EU 28 einführt und Halbzeuge und Endprodukte exportiert. Daraus ergibt sich eine strukturelle Abhängigkeit Europas von Rohstoffimporten aus anderen Weltregionen, was durch Abbildung 6-3 illustriert wird. Allerdings zeigt sich hier ein ambivalentes Bild, da zwar Konzentrate und Kathoden als Rohstoffe in großen Mengen eingeführt werden, gleichzeitig aber auch hohe Exporte von Sekundärmaterial auftreten.

Der steigende Schrottexport verläuft parallel zum Preisanstieg von Kupfer, wie in Abbildung 6-4 verdeutlicht ist. Diese Entwicklung ist, wie eine länderspezifische Abfrage der UN Comtrade (2016) zeigt, hauptsächlich auf die Nachfrage Chinas nach Sekundärmaterial zurückzuführen, wohin trotz der starken europäischen Kupferindustrie ein großer Teil des Schrottes ausgeführt wird. Der Grund hierfür wird von der CDA (2013, S. 11) in höheren Schrottpreisen gesehen, die in asiatischen Ländern aufgrund unlauterer Vorteile bei der Einfuhr und niedrigerer Kosten durch geringe Lohn- und Umweltstandards bezahlt werden können.

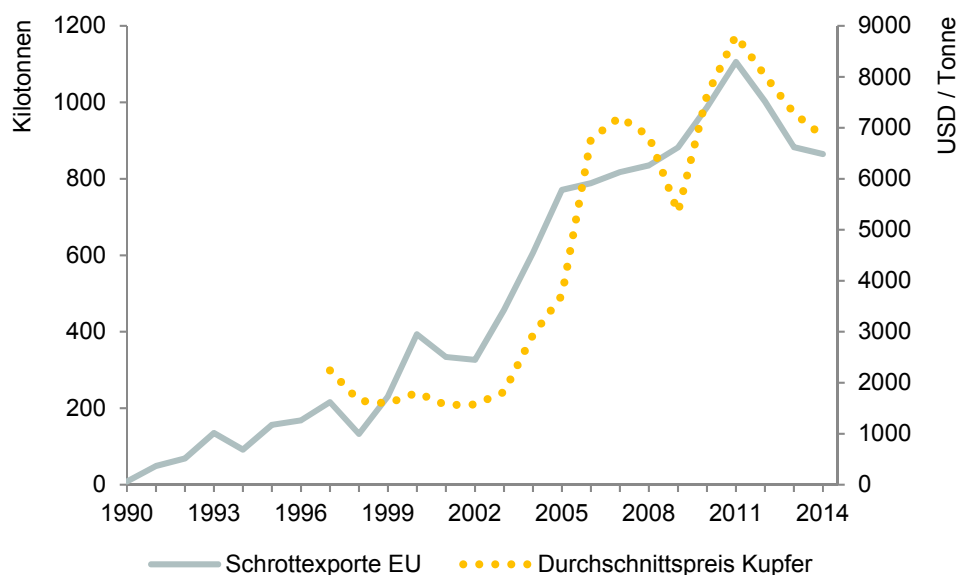


Abbildung 6-4: Europäischer Schrottexport und Kupferpreis. Enger Zusammenhang durch Korrelationskoeffizient von $r = 0,93$ und Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,87$.

Dagegen zeigt sich die Stärke der europäischen Kupferindustrie insbesondere beim Vergleich mit Nordamerika. Während Europa die hohen, oftmals aus China stammen-

den Importe durch eigene Ausfuhren kompensieren kann und eine nahezu ausgeglichene Handelsbilanz aufweist, existiert in Nordamerika auf dieser Stufe ein massives Außenhandelsdefizit, siehe Kapitel 6.2.2.

6.1.3 Die Entwicklung des europäischen Kupferbestands

Die Entwicklung des anthropogenen Kupferbestands der 28 EU-Staaten seit 1990 ist in Abbildung 6-5 in Absolutwerten dargestellt. Aus Gründen der Übersichtlichkeit beschränkt sich die Darstellung auf die vier Oberkategorien. Eine detailliertere Aufschlüsselung auf Ebene der einzelnen Endprodukte ist in Abbildung A.4-1 des Anhangs zu finden. Ausgehend von 50 Mio. t Kupfer im Jahr 1990 ist ein stetiges Wachstum bis auf 82 Mio. t im Jahr 2014 zu beobachten. Der größte Anteil am Bestand entfällt auf den Gebäudebereich, der von 25 Mio. t auf 47 Mio. t ansteigt. Dies entspricht einem Wachstum von 90 % und ist die größte Steigerungsrate der aufgeführten Produktarten. Konsumgüter stellen mit 8 Mio. t im Jahr 1990 und 12,5 Mio. t in 2014 den zweitgrößten Verwendungsbereich dar, sowohl in absoluten Werten wie auch hinsichtlich der Steigerungsrate von über 50 %. Rund 45 % beträgt die Zunahme von Kupfer in Infrastruktur- und Transportanwendungen, wobei der Infrastrukturbereich auf ca. 9,6 Mio. t in 2014 ansteigt, der etwas kleinere Transportbereich auf knapp 7 Mio. t. Deutlich anders sieht der Verlauf des in Industrieanwendungen zum Einsatz kommenden Kupfers aus, dessen Entwicklung von 5,9 auf 6,2 Mio. t fast konstant verläuft.

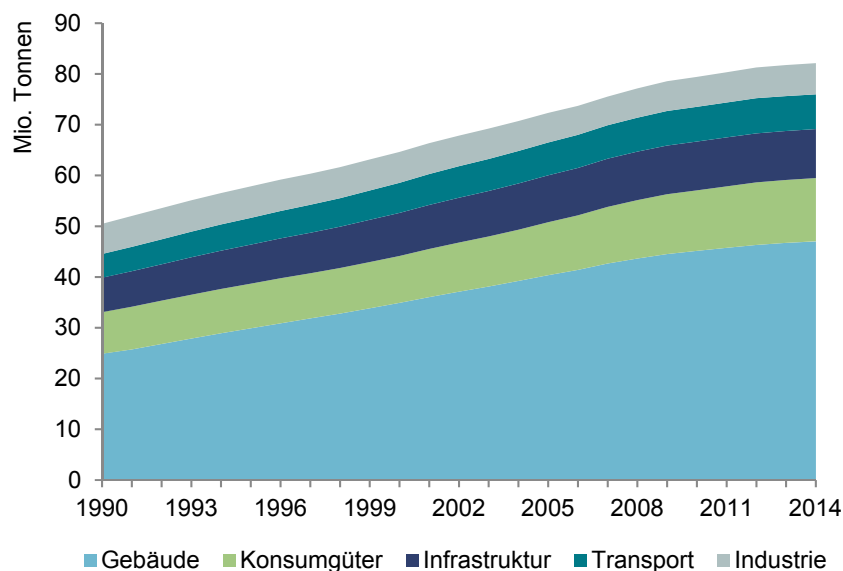


Abbildung 6-5: Anthropogener Kupferbestand der EU 28 im Simulationszeitraum nach Art der Endprodukte

Neben dem oben beschriebenen aktiven anthropogenen Bestand, existieren auch passive anthropogene Lagerstätten, zu dem Bergbau- und Hüttenrückstände sowie Deponien zählen. Insbesondere für den passiven Kupferbestand auf Bauschutt- und Siedlungsabfalldeponien lassen sich Abschätzungen treffen, indem Verluste, die bei der Behandlung von MSW und C&D anfallen²¹ und typischerweise deponiert werden, über den Zeitraum 1990 bis 2014 integriert werden. Die bei Aufbereitung der übrigen Schrottarten anfallenden Kupferverluste – u.a. Einträge in die Eisenfraktion – werden dagegen als dissipativ angesehen. Eine solche Berechnung ergibt für die EU 28 einen passiven Kupferbestand in Höhe von rund 3,1 Mio. t, der im Simulationszeitraum aufgebaut wurde. Nicht enthalten in dieser Rechnung ist Material, das vor 1990 abgelagert wurde, sodass die tatsächlichen Kupfermengen auf europäischen Deponien noch deutlich größer sein müssen. Darüber hinaus zählen auch die zurzeit nicht zugänglichen bzw. nicht wirtschaftlich recycelbaren EoL-Produkte, siehe Kapitel 3.5 und 3.9, zum passiven anthropogenen Bestand. Die Rechnung im EU 28-Modell ergibt hierfür ca. 15 kt neu hinzukommendes Material pro Jahr, der kumulierte Wert seit 1990 beträgt rund 260 kt.

Interpretation und Diskussion

Aussagekräftiger als der absolute Kupferbestand ist die Relation von Kupfernutzung zu Einwohnerzahl, die in Abbildung 6-6 eingezeichnet ist. Ausgehend vom leicht über 100 kg gelegenen Anfangswert steigt der im Modell berechnete Kupferbestand pro Kopf im Verlauf der 24 Simulationsjahre um rund 60 kg an. Zur Einordnung der berechneten Entwicklung für die EU 28 sind in Abbildung 6-6 außerdem die Ergebnisse weiterer für Europa relevanter Studien aufgetragen. Hieraus ist deutlich der Zusammenhang zwischen wirtschaftlichem Entwicklungsstand und Kupfernutzung erkennbar. Wie erwartet liegen die westeuropäischen Staaten Italien, Frankreich, Deutschland und Großbritannien mit 170 kg bis 194 kg Kupfer pro Kopf deutlich über dem für die EU 28 berechneten Modellergebnis. Dementsprechend ist mit 190 kg im Jahr 1999 der Wert von Ruhrberg (2006) für Westeuropa ebenfalls hoch. Die höchsten Kupferbestände werden für das österreichische Bundesland Steiermark mit 217 kg im Jahr 2003 angegeben, sowie für die Schweiz²², der im Jahr 2000 ein Wert von 222 kg bzw. ein Wer-

21 Die vor der Aufbereitung auftretenden Sammelverluste eignen sich dagegen nicht zur Abschätzung des passiven Kupferbestands, da diese Verluste oftmals auf nicht-erfasste bzw. illegale Schrottexporte zurückzuführen sind und somit nicht als Bestand in der EU verbleiben.

22 Obwohl kein EU-Mitglied wird die Schweiz als westeuropäische Industrieland ebenfalls zum Vergleich herangezogen.

tebereich von 170 kg bis 265 kg zugewiesen ist. Bei allen oben genannten Ländern handelt es sich um Industrieländer mit gut ausgebauter Infrastruktur, die somit in den von der UNEP (2010) definierten Wertebereich zwischen 140 kg und 300 kg fallen. Hierzu zählt mit 140 kg im Jahr 1998 auch Schweden, das sich nur geringfügig über dem für die EU 28 simulierten Verlauf befindet.

Für die schwedische Hauptstadt Stockholm wird dagegen für das Jahr 1995 mit 170 kg pro Kopf ein deutlich höherer Kupferbestand angesetzt. Fraglich ist in diesem Zusammenhang der von Amneklev et al. (2016) für Stockholm angegebene Wert des Jahres 2013 in Höhe von 100 kg, der sich deutlich unterhalb des berechneten EU-Verlaufs und der Literaturwerte der übrigen Industrienationen befindet. Wie Schweden liegt auch der Kupferbestand Spaniens etwas oberhalb des EU 28 Modellergebnisses. Mit 154 kg gilt dies auch für den von Gerst (2009) angegebene Wert für Westeuropa im Jahre 2000. Ebenfalls über dem Modellergebnis liegt der Pro-Kopf Wert von 180 kg Kupfer für die EU 28 nach Ciacci et al. (2017), der wie im Literaturvergleich aus Kapitel 6.1.1 beschrieben, aufgrund fraglicher Annahmen als zu hoch erscheint. Dagegen sind mittel- und osteuropäische Kupferbestände zum Teil weit unterhalb der EU 28 Werte angesiedelt. Während das in Tschechien genutzte Kupfer fast den EU-Wert von 132 kg in 2000 erreicht und der Abstand zu Schweden und Spanien ebenfalls nicht groß ist, liegen die Pro-Kopf Werte von Polen, Bulgarien und Rumänien mit 79 kg, 47 kg, und 43 kg deutlich darunter. Die Kupferintensität Bulgariens und Rumäniens entspricht damit dem globalen Durchschnitt von 43 kg in Jahr 2000, der mithilfe des verwandten globalen Kupfermodells berechnet wurde (Glöser et al. 2013) und in der Literatur mit 35 bis 55 kg für 2003 bzw. mit 57 kg für 2000 angegeben wird (UNEP 2010; Gerst 2009). Insgesamt fügt sich der in Pro-Kopf Werte umgerechnete Kupferbestand des EU 28-Modells stimmig in die Ergebnisse vorhandener Literaturstudien ein. Das Simulationsergebnis liegt zwar etwas unterhalb der pro-Kopf Werte der hochentwickelten westeuropäischen Industrieländer, jedoch deutlich über den Kupferbeständen Osteuropas. Durch die Bevölkerungsverteilung in der Europäischen Union verläuft die Kurve nicht mittig zwischen West- und Osteuropa, sondern näher an den einwohnerstärkeren westeuropäischen Staaten.

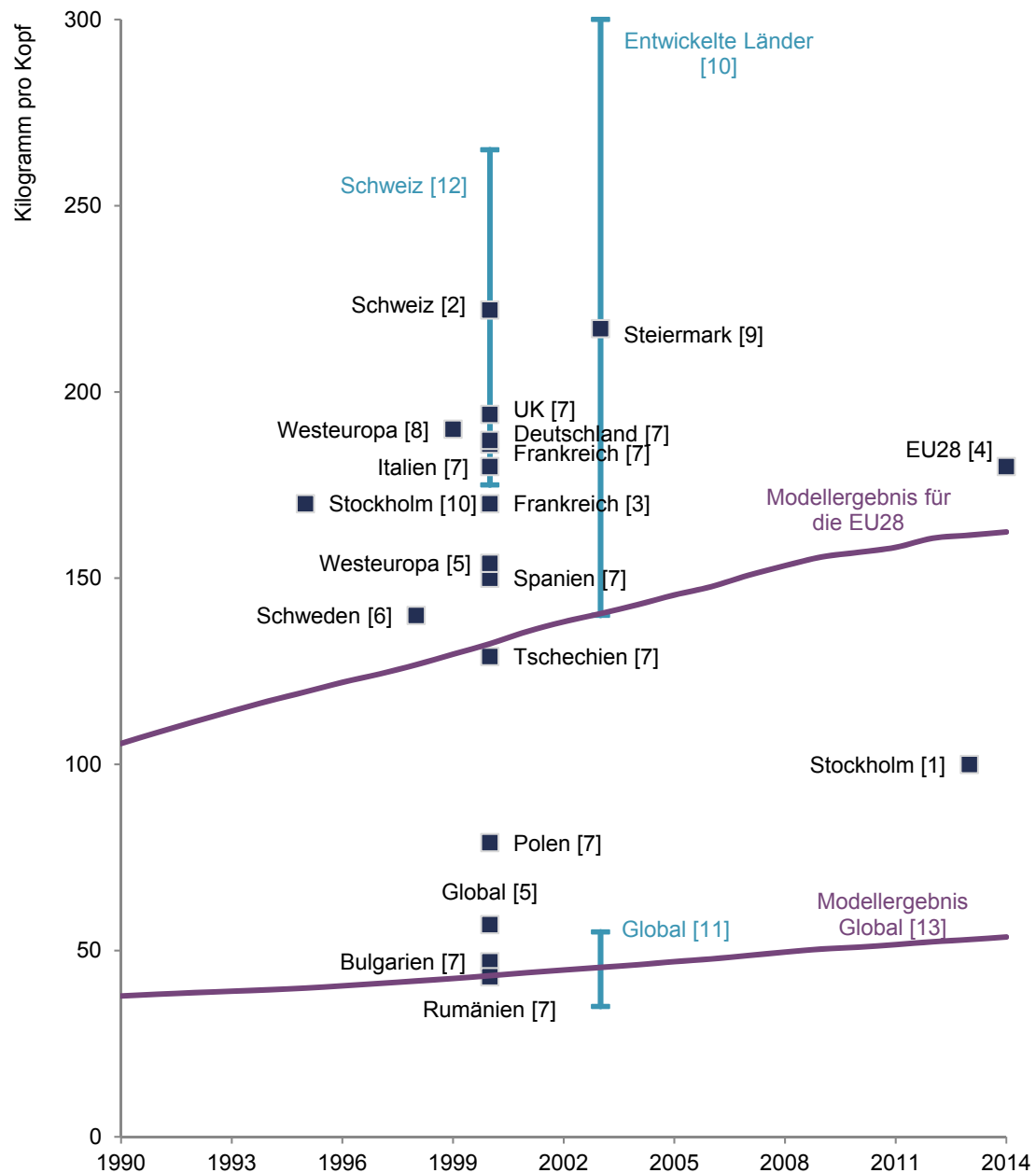


Abbildung 6-6: Pro-Kopf Kupferbestände in Europa. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten für unterschiedliche geographische Ebenen. Quellen:

- | | |
|----------------------------|--|
| [1] Amneklev et al. (2016) | [2] Bader et al. (2011) |
| [3] Bonnin et al. (2013) | [4] Ciacci et al. (2017) |
| [5] Gerst (2009) | [6] Landner und Lindeström (1999) |
| [7] Rauch (2009) | [8] Ruhrberg (2006) |
| [9] Schöller et al. (2006) | [10] Sörme et al. (2001) |
| [11] UNEP (2010) | [12] Wittmer und Lichtensteiger (2007) |
| [13] Glöser et al. (2013) | |

Zur Einordnung des Ergebnisses von 3,1 Mio. t passivem Kupferbestand lassen sich Untersuchungen heranziehen, in denen das auf deutschen Deponien befindliche Kupfer abgeschätzt wurde. Spooren et al. (2012) kommen in Analysen einer belgischen Deponie auf einen Kupfergehalt von 350 kg pro Kilotonne MSW. Wird dieser Wert mit den geschätzten 2,5 Mrd. Tonnen Abfällen multipliziert, die zwischen 1975 und 2002 auf deutschen Deponien abgelagert wurden (Fricke et al. 2012, S. 935; Mocker et al. 2009, S. 187), so ergibt sich ein passiver Kupferbestand in Höhe von rund 875 kt allein für Deutschland. In eigenen Auswertungen kommt Rettenberger (2009, S. 108) auf den Wert von 850 kt, der auch von Franke et al. (2011, S. 410) und Goldmann (2009a, S. 255) genutzt wird, Fricke et al. kommen sogar auf einen Wert von 1,2 Mio. t. Auch wenn eine Vergleichbarkeit aufgrund des unterschiedlichen geographischen und zeitlichen Fokus nur eingeschränkt gegeben ist, so lässt sich dennoch festhalten, dass der mithilfe der Simulationsergebnisse berechnete EU 28-Wert von 3,1 Mio. t passivem Kupfer auf europäischen Siedlungsabfall- und Bauschuttdeponien stimmig ist zur Größenordnung von Kupfer auf deutschen Deponien.

Rückstände aus Verhüttungsprozessen können mithilfe des Modells ebenfalls ansatzweise abgeschätzt werden. Indem die Produktionsverluste, die nach Kapitel 3.1 rund 1 % betragen, über den Simulationszeitraum aufsummiert werden, ergeben sich rund 380 kt in Verhüttungsschlacken gebundenes Kupfer. Angaben zu Kupfer in Bergbaurückständen sind dagegen nicht direkt ableitbar, da in der ersten Prozessstufe der Modelle bereits Kupferkonzentrat betrachtet und der eigentliche Bergbau somit nicht simuliert wird. Zwar wäre es über eine Rückrechnung, ausgehend von der gegebenen Konzentrat- bzw. SXEW-Produktion und unter Annahme einer Extraktionseffizienz, im Prinzip möglich auf kupferhaltige Bergbaurückstände zu schließen. Allerdings ist aufgrund der stark standortabhängigen Extraktionseffizienzen ein solches Vorgehen als sehr ungenau einzuschätzen. Vielversprechender sind in diesem Zusammenhang individuelle Vor-Ort Erkundungen und Analysen. Als Beispiel hierfür sind Forschungsaktivitäten in der Region Harz zu nennen, wo im Projekt ROBEHA ehemalige Hütten- und Bergbauhalden auf potentiell gewinnbare Wertstoffe untersucht wurden (Dürkoop et al. 2016), und im Projekt REWITA an der konkreten Umsetzung einer solchen Wiedergewinnung gearbeitet wird (Schirmer et al. 2017).

Eine Einordnung des Ergebnisses für Kupfer in ausgedienten, aber nicht recycelbaren EoL-Produkten von 260 kt ist nur schwer möglich. Es lässt sich lediglich die Publikation von Krook et al. (2011) heranziehen, in der auf Basis zweier Städte auf 90 kt ausgedienter Kupferkabel in Schweden hochgerechnet wird und in Relation zur Bevölkerung somit auf einen deutlich höheren Wert kommt als das EU 28-Modell. Einschränkend muss jedoch beachtet werden, dass Städte generell höhere Kupferbestände aufweisen und für Schweden aufgrund des hohen Entwicklungsstands und seiner „alten“, d.h. seit

Langem in Gebrauch befindlichen, Infrastruktur von besonders hohen Werten auszugehen ist. Daher bleibt festzuhalten, dass für ganz Europa weitere Untersuchungen in Bezug auf ausgediente Kupferprodukte nötig sind, um zu einer belastbaren Einschätzung zu kommen. Das Kupfermodell kann hierfür nur eine erste Größenordnung liefern.

6.1.4 Schrottaufkommen und Recyclingraten

Das Recyclingpotential für Kupfer innerhalb der EU 28 ist in Abbildung 6-7 verdeutlicht. Dabei handelt es sich um das gesamte, theoretisch dem Recycling zur Verfügung stehende Kupferschrottaufkommen, d.h. vor Sammlung und Aufbereitung. Zusätzlich sind die Altschrotte mithilfe der gestapelten Flächen nach Schrottart weiter unterteilt.

Dabei zeigt sich eine unterschiedliche Entwicklung beim Vergleich von Alt- und Neuschrotten. Die Neuschrotte in den 28 EU-Staaten halten bis Ende der 2000er Jahre ein konstantes jährliches Niveau von ca. 1 Mio. t, bis es ab 2009 zu einem Rückgang um ca. 10 % kommt. Dagegen ist im Simulationszeitraum für die Altschrotte ein Anstieg von 1,3 Mio. t im Jahr 1990 auf rund 2,5 Mio. t in 2014 zu beobachten, was vor dem Hintergrund eines zunehmenden Kupferbestands zeitverzögert zu erwarten ist. Überproportional stark steigen insbesondere Schrotte aus dem Baubereich (C&D) von ca. 300 kt auf über 700 kt an, die 2014 den relativ größten Anteil des Altschrotts ausmachen. Ebenfalls stark erhöht haben sich Kupferschrotte aus dem Bereich WEEE. Im Betrachtungszeitraum findet mit einem Zuwachs von 300 kt auf 550 kt fast eine Verdopplung statt. Werden C&D und WEEE gegenübergestellt, so fällt auf, dass bis Mitte der 1990er Jahre WEEE die relativ größte Schrottart ist und erst dann von C&D abgelöst wird. Ebenfalls eine Verdopplung des Schrottaufkommens ist für ELV und MSW festzustellen, während sich die Industrieschrotte IEW und INEW jeweils um ca. die Hälfte erhöht haben. Insgesamt betrachtet nimmt das Schrottaufkommen im Zeitverlauf kontinuierlich zu, wobei der Anstieg von rund 2,4 Mio. t auf 3,4 Mio. t einzig auf die Altschrotte zurückzuführen ist.

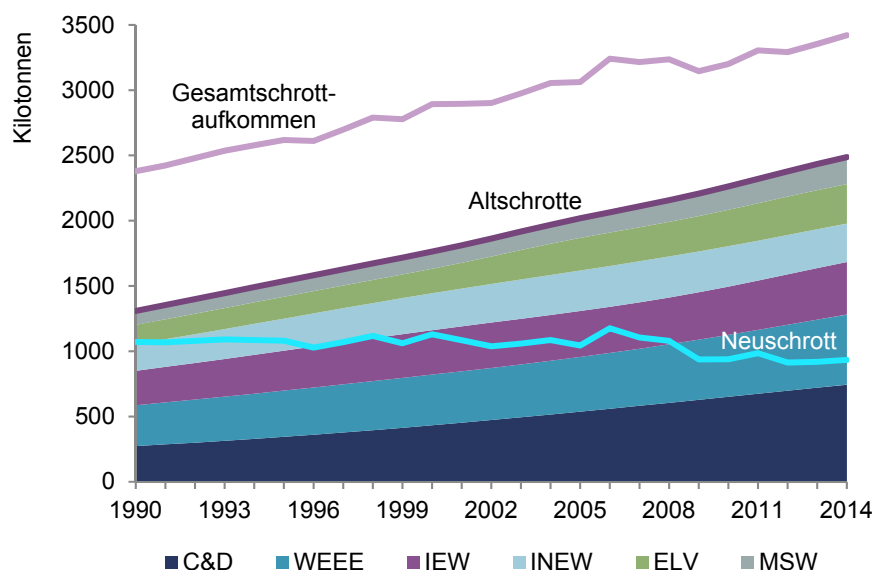


Abbildung 6-7: Kupferschrottaufkommen in der EU28 vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten.

Die vom Modell berechneten Recyclingindikatoren für Europa sind in Abbildung 6-8 aufgetragen. Da der Indikator EoL PR auf den extern hinterlegten, in Kapitel 3.6 beschriebenen technischen Aufbereitungseffizienzen basiert, ergibt sich wie erwartet ein konstanter Verlauf bei knapp 80 %. Unter Einbeziehung der Neuschrottaufbereitung beträgt die Overall PR rund 88 %, die ab ca. 2005 auf 85 % leicht absinkt. Der Grund hierfür liegt in der steigenden Altschrottmenge, durch die den niedrigeren Effizienzen der Altschrottaufbereitung im Zeitverlauf ein stärkeres Gewicht beigemessen wird.

Weniger konstant als die technischen Effizienzen verlaufen die von der Sammlung abhängenden Recyclingindikatoren, d.h. in erster Linie die EoL CR. Diese schwankt anfangs um 60%, bis es ab 2003 zu einem deutlichen Anstieg kommt, der in der Spitze des Jahres 2009 über 90 % beträgt und dann auf rund 80 % zurückgeht. Fast den gleichen Verlauf, allerdings auf einem 15 % bis 20 % niedrigerem Niveau, nimmt die EoL RR. Daraus ist ersichtlich, dass in der EU 28 über einen Zeitraum von 1990 bis 2003 rund die Hälfte des anfallenden Kupferaltschrotts wiedergewonnen wurde. Dieser Wert erhöht sich in den darauffolgenden Jahren analog zur höheren Sammelquote und beträgt im Jahr 2009 schließlich rund 74 %, gefolgt von einer rückläufigen Entwicklung auf 63 % im Jahr 2014. Der Verlauf der EoL CR spiegelt sich auch in der Gesamtrecyclingeffizienz Overall RER wider, durch die Einbeziehung des Neuschrottflusses verläuft die Entwicklung jedoch etwas gedämpfter. So liegen die Werte anfänglich zwischen 60

und 70 %, nach Erreichen des zwischenzeitlichen Spitzenwertes von rund 80 % folgt ein Rückgang auf 73 % im Jahr 2014.

Die Menge an recyceltem Kupferschrott nach Sammlung und Aufbereitung zeigt Abbildung 6-9, unterteilt nach Alt- und Neuschrotten. Zusätzlich ist deren relatives Verhältnis in Form der OSR aufgetragen. Die in der EU 28 recycelten Kupferschrotte steigen zwischen 1990 und 2003 von rund 1,7 Mio. t Kupfer auf 2 Mio. t insgesamt leicht an. In den Folgejahren kommt es zu einem Anwachsen auf 2,6 Mio. t im Jahr 2011 und danach zu einem leichten Rückgang auf rund 2,5 Mio. t in 2014. Der Zuwachs ist dabei im Wesentlichen von Altschrotten getrieben, was sowohl den absoluten Zahlen zu entnehmen ist, wie auch der steigenden OSR.

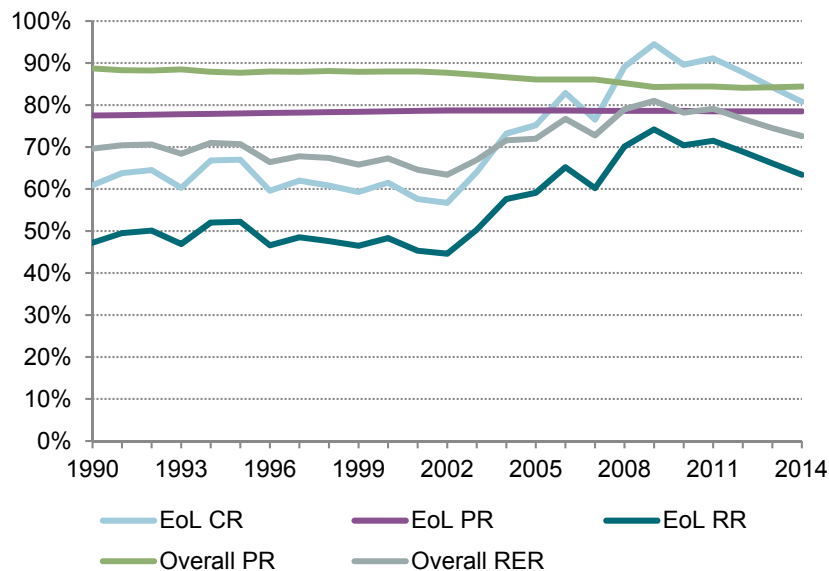


Abbildung 6-8: Effizienzbezogene Recyclingindikatoren der EU 28

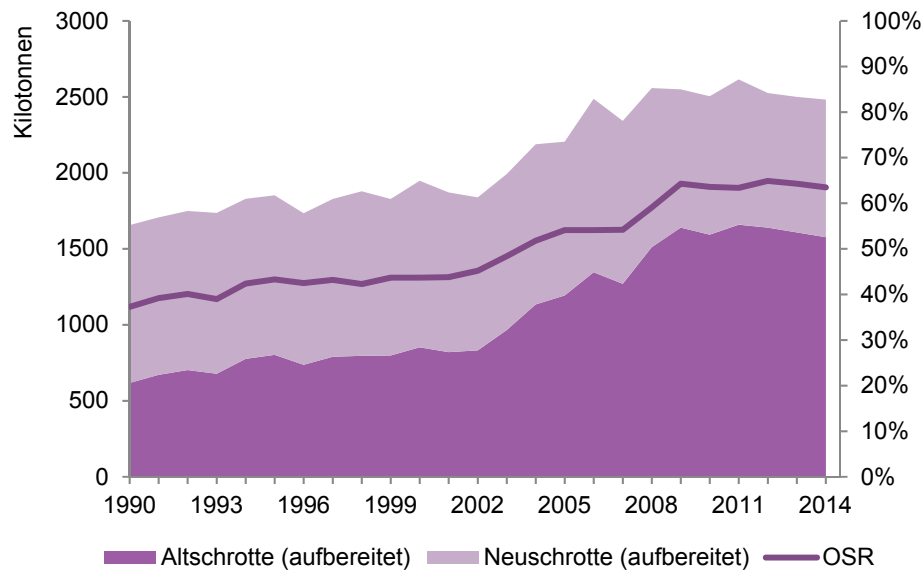


Abbildung 6-9: Links aufgetragen: Aufbereitete europäische Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel in [kt]
Rechts aufgetragen: OSR in [%], d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott

Interpretation und Diskussion

Die Größenverhältnisse der Altschrottarten zueinander, insbesondere zwischen C&D und WEEE kann auf die unterschiedliche Lebensdauern der hinter den Schrottarten stehenden Produkte zurückgeführt werden. Das massenhafte Aufkommen von Computern und Elektronikprodukten in den 1990er Jahren führt zu einem wachsenden Bestand, der sich aufgrund der verhältnismäßig kurzen Lebensdauer von Elektronik- und Konsumprodukten bereits nach einigen Jahren auf das WEEE-Schrottaufkommen durchschlägt. Ein Bestandswachstum im Gebäudebereich hat dagegen erst mehrere Jahrzehnte später einen Einfluss auf die C&D-Schrotte.

Beim Vergleich des Schrottaufkommens aus Abbildung 6-7 und der Menge an aufbereitetem Schrott aus Abbildung 6-9 fällt der unterschiedliche Kurvenverlauf auf, obwohl eine enge Abhängigkeit zwischen diesen Werten besteht. So ist beim Schrottaufkommen durchgängig ein gleichmäßiges Anwachsen festzustellen. Die aufbereiteten Schrotte nehmen zunächst ebenfalls leicht zu, ab Anfang der 2000er Jahre erfolgt jedoch ein steiler Anstieg. Diese Entwicklung ist auf die zunehmende Sammeleffizienz zurückzuführen, wie der Verlauf der EoL CR zeigt.

Einen Sonderfall stellt dabei der durch Einmaleffekte bedingte, hohe Ausschlag der EoL CR im Krisenjahr 2009 da. Zum Einen wurden durch den wirtschaftlichen Einbruch

im Zuge der Finanzkrise weniger Endprodukte hergestellt, was ein niedriges Neuschrottaufkommen zur Folge hat. Im Vergleich zur Endproduktebene fällt der Einbruch der Kupferproduktion – mit entsprechendem Sekundärmaterialbedarf – in 2009 weniger stark aus. Dementsprechend müssen, gemäß der Modelllogik, die fehlenden Neuschrotte durch einen größeren Anteil Sekundärmaterial aus Altschrotten ersetzt werden, wodurch sich die EoL CR erhöht. Zum Anderen wurden politische Maßnahmen zur Dämpfung der Krise getroffen, die ebenfalls mit einer höheren Sammelquote einhergehen, wie beispielsweise die in mehreren europäischen Ländern eingeführten Abwrackprämien für Altfahrzeuge.

Die EoL RR kann näherungsweise mit der Recycling Efficiency Rate (RER) der ICSG (2005, S. 29) verglichen werden. Die EoL RR des Jahres 1999 beträgt 47 %, für die RER wird ein Bereich von 63 % bis 67 % angegeben. Die Differenz ist erklärbar durch den unterschiedlichen geographischen Fokus. Die höheren Werte der ICSG Studie beziehen sich nur auf Westeuropa, während das Simulationsmodell auch die weniger entwickelten osteuropäischen EU-Staaten miteinschließt.

In Abbildung 6-10 werden EoL CR und EoL RR zusammen mit dem Verlauf des Kupferpreises analysiert. Ähnlich wie die Verläufe von EoL CR und EoL RR, zeigt die Preisentwicklung einer Tonne Kupfer zunächst einen leicht fallenden Trend, bis es nach 2002 – abgesehen vom Sonderfall im Krisenjahr 2009 – zu einem steilen Anstieg kommt. In 2012 erreicht der Kupferpreis schließlich mit über 8000 USD den höchsten Jahresdurchschnitt, gefolgt von einem Rückgang, wie er ähnlich auch bei EoL CR und EoL RR zu beobachten ist. Dementsprechend hohe Werte ergeben sich für das Maß des Zusammenhangs zwischen EoL CR bzw. EoL RR und Kupferpreis in Form eines Korrelationskoeffizienten von $r = 0,91$ und einem Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,82$. Ohne Berücksichtigung des Jahres 2009, in dem durch politische Eingriffe der Zusammenhang zwischen Preis und Sammelquote künstlich aufgehoben wurde, ergeben sich sogar Werte von $r = 0,95$ bzw. $R^2 = 0,91$.

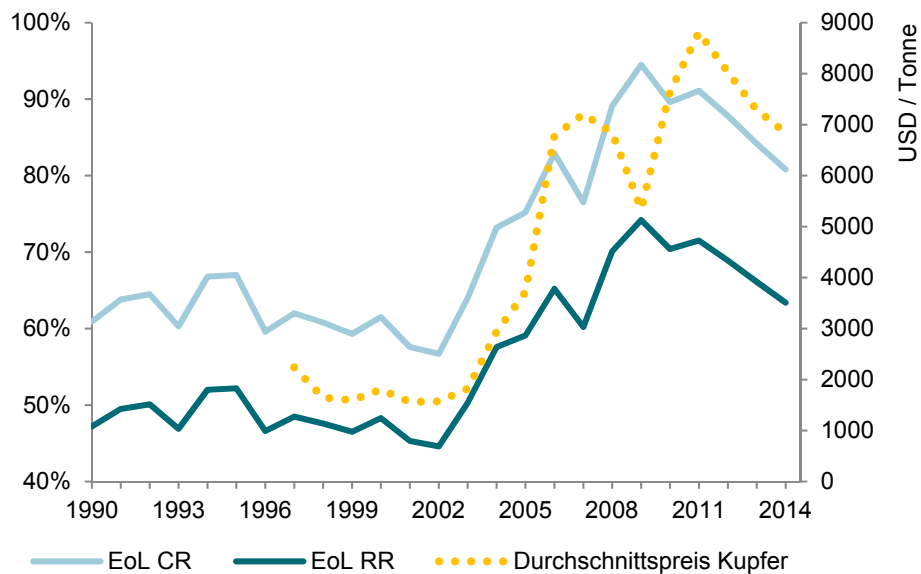


Abbildung 6-10: Zusammenhang zwischen Recyclingraten und Kupferpreis.
 Links aufgetragen: Recyclingraten in Prozent
 Rechts aufgetragen: Kupferpreis in US Dollar pro Tonne

6.1.5 Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion

Der weitere Weg der aufbereiteten Schrotte als Sekundärmaterial zur Raffinade- bzw. Halbzeugproduktion ist in Abbildung 6-11 dargestellt. Der Unterschied zwischen Abbildung 6-9 und Abbildung 6-11 hängt maßgeblich mit dem europäischen Außenhandels-saldo für Kupferschrott, sowie in geringem Maße mit den Effekten der kurzfristigen Schrottlagerhaltung zusammen. Werden diese Verläufe dem untenstehenden Diagramm hinzugefügt, so ergibt sich wieder der Gesamtverlauf aus Abbildung 6-9.

Von anfänglich 650 kt im Jahr 1990 steigt die Menge raffinierten Schrotts an und erreicht in den Jahren 1997 bis 2000 sein maximales Niveau von über 900 kt. In 2001 sinkt die Kurve auf rund 800 kt ab und verbleibt dort in den Folgejahren. Der Direct Melt Schrott bewegt sich bis Ende der 1990er Jahre in einer Schwankungsbreite zwischen 1,0 Mio. t und 1,2 Mio. t. Nach der Jahrtausendwende folgt für einige Jahre ein Rückgang auf rund 700 kt im Jahr 2002. Danach wachsen die Mengen jedoch wieder auf die alte Größenordnung an. In der Summe betrachtet bewegt sich das in der EU 28 verarbeitete Sekundärkupfer im Simulationszeitraum meist zwischen 1,8 und 2,0 Mio. t. Eine Ausnahme bilden allerdings die Jahre zwischen 2001 und 2005 mit im Schnitt 1,6 Mio. t verarbeitetem Schrott.

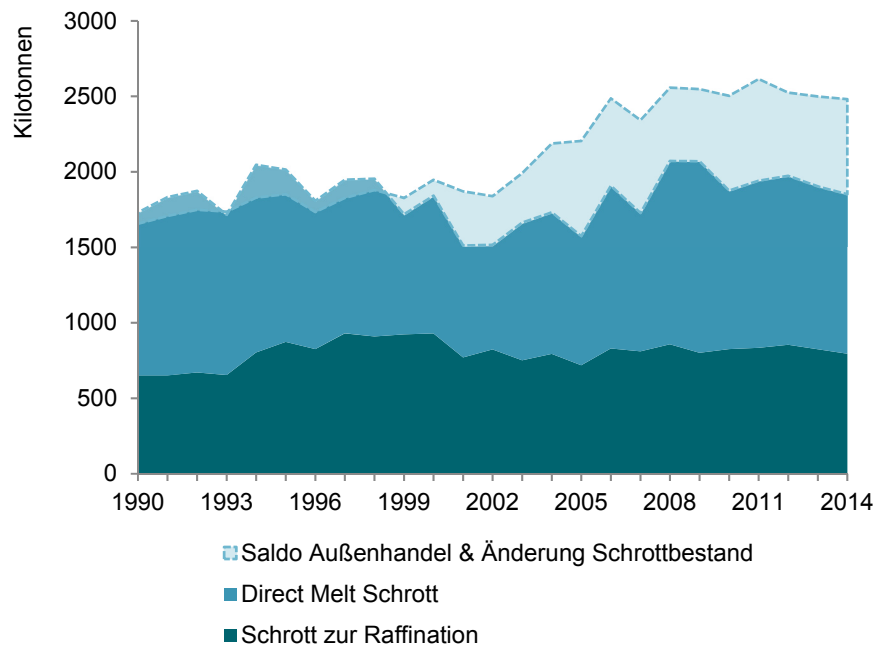


Abbildung 6-11: Schrotteinsatz in der EU-Kupferproduktion, unterteilt nach Raffina- de- bzw. Direct Melt Schrott. Die Nettoimporte bzw. -exporte beziehen sich sowohl auf Raffinations- als auch auf Direct Melt Schrott.

Wird das in der EU verarbeitete Sekundärmaterial aus Abbildung 6-11 ins Verhältnis zur Gesamtkupferproduktion gesetzt, so ergibt sich die in Abbildung 6-12 aufgetragene RIR. Diese fällt im Gesamtverlauf leicht ab, so kommen Anfang der 1990er Jahre rund 60 % des in Europa produzierten Kupfers aus sekundären Quellen. Zehn Jahre später beträgt der Anteil nur noch rund 50 % und verweilt, abgesehen von einem Zwischenhoch von 55 % in 2008 und 2009, auf diesem Niveau. Wird lediglich Altschrottanteil in Form der EoL RIR betrachtet, so ist ein anderer Verlauf erkennbar. Während anfänglich etwas mehr als 20 % des Kupfers aus Altschrotten hergestellt wurde, steigt dieser Wert kontinuierlich bis auf über 30 % gegen Ende des betrachteten Zeitraums an.

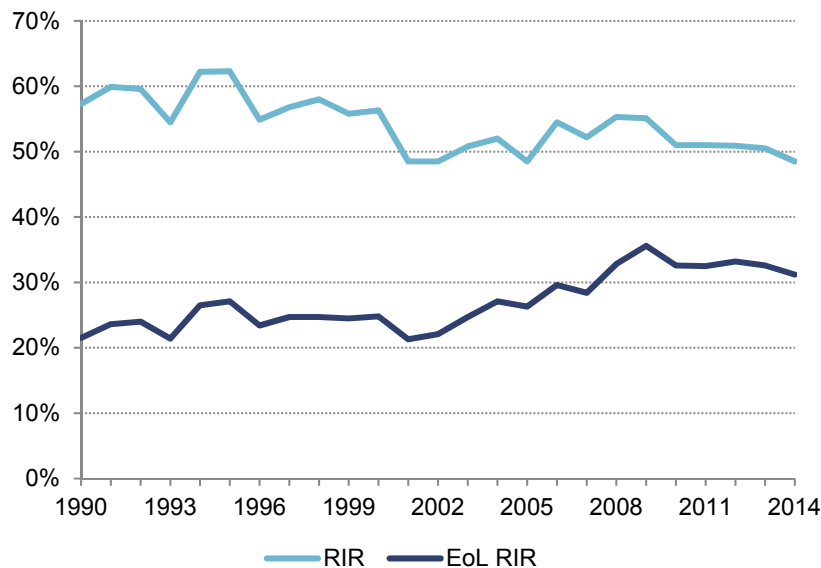


Abbildung 6-12: Produktionsbezogene Recyclingindikatoren der EU 28

Interpretation und Diskussion

Zur Einordnung der berechneten RIR können zwei Literaturquellen herangezogen werden. Im Flussmodell der ICSG (2005, S. 19) wird für das Jahr 1999 die westeuropäische RIR mit 46 % ausgewiesen, wohingegen das EU 28-Modell auf 56 % kommt. Grund dieser Abweichung sind die unterschiedlichen RIR-Definitionen, siehe Kapitel 3.8.1. Von Buchholz und Schmitz (2010) wird für das Jahr 2003 der Sekundäranteil der deutschen Raffinadeproduktion sowie der Sekundäranteil am Gesamtkupferverbrauch mit jeweils rund 55 % angegeben, was näherungsweise der RIR entspricht. Für diese wird vom Modell in 2003 ein Wert von 51 % berechnet, der somit nur leicht unterhalb der Angaben zu Deutschland liegt.

Werden EoL CR bzw. EoL RR und RIR zusammen analysiert ergibt sich ein zweigeteilter Verlauf. In den 1990er Jahren korrelieren Sammelquote und Recyclingrate augenscheinlich mit dem leicht fallenden Verlauf der RIR, siehe Abbildung 6-10. Ab ca. 2002 findet jedoch eine Entkopplung statt. Während sich die EoL CR erhöht, verharrt die RIR bei etwas mehr als 50 %. Gleichzeitig wandelt sich Europa zu diesem Zeitpunkt vom Importeur zum Netto-Exporteur von Schrott. In den Folgejahren verstärkt sich der Trend hin zu einer negativen Schrotthandelsbilanz sowie einer steigenden EoL CR. Vor diesem Hintergrund liegt der Schluss nahe, dass in den 1990er Jahren die Schrottnachfrage europäischer Kupferhersteller die Sammelquote maßgeblich beeinflusst hat, während sich ab den 2000er Jahren der Schrottexport in Nicht-EU-Länder zum Treiber der Sammelquote entwickelt hat.

6.2 Nordamerika – Flüsse, Bestände und Recyclingraten

6.2.1 Der Kupferkreislauf Nordamerikas

Der Kupferkreislauf im Jahr 2014 der Nordamerika-Region, bestehend aus den USA und Kanada, ist als Sankey-Diagramm in Abbildung 6-13 dargestellt.

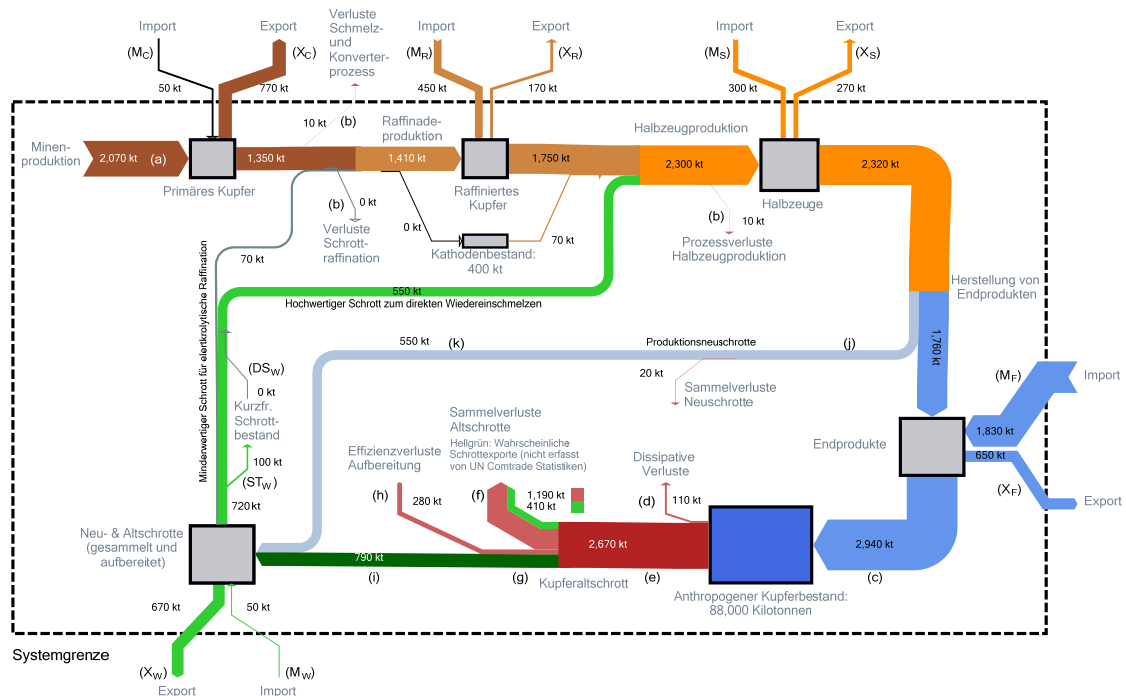


Abbildung 6-13: Kupferflüsse und -bestände für Nordamerika (USA und Kanada) im Jahr 2014

Ausgehend von einer Minenproduktion von rund 2 Mio. t, die zu rund einem Drittel exportiert wird, beläuft sich die Kathodenproduktion auf ca. 1,4 Mio. t. Sekundärmaterial kommt dabei nur geringfügig zum Einsatz. Durch Importe erhöht sich das in Nordamerika weiterverarbeitete Raffinadekupfer auf ca. 1,7 Mio. t, hinzu kommt noch eine kleine Menge an raffiniertem Kupfer aus der Bestandsänderung des rund 400 kt großen Kathodenbestands. Zusammen mit rund einer halben Million Tonnen Direct Melt Schrott erfolgt dann die Herstellung von 2,3 Mio. t Halbzeug. Aufgrund der ausgeglichenen Handelsbilanz von Halbzeugen werden ebenfalls 2,3 Mio. t zur Herstellung von Endprodukten eingesetzt, wobei knapp 600 kt Neuschrotte entstehen. Somit beträgt das in Endprodukten verbaute Kupfer in etwa 1,8 Mio. t. Auffallend ist der im Vergleich zur heimischen Herstellung signifikant hohe Importanteil von Endprodukten, der bei über 1,8 Mio. t liegt. Nach Berücksichtigung der Handelsbilanz werden dem Bestand ca. 3 Mio. t Kupfer zugeführt. Für den anthropogenen Kupferbestand Nordamerikas weist

das Modell für 2014 einen Wert von rund 88 Mio. t aus. Der Abfluss in Form von EoL-Produkten beträgt 2,8 Mio. t, wobei von ca. 100 kt dissipativen Verlusten auszugehen ist. Die Verluste bei der Sammlung von Altschrotten betragen insgesamt 1,6 Mio. t Kupfer, allerdings kann belegt werden, dass diese Verluste zum Teil auf illegale bzw. nicht-erfasste Schrottexporte zurückgehen, siehe hierzu Kapitel 6.2.2. Nach Abzug der Aufbereitungseffizienzen in Höhe von 280 kt stehen noch ca. 800 kt an aufbereiteten Altschrotten zur Wiederverwendung zur Verfügung. Zusammen mit den Neuschrotten ergeben sich 1,3 Mio. t heimisches Sekundärmaterial. Hiervon verlässt rund die Hälfte die Region in Form von Schrottexporten. Von den verbliebenen 700 kt werden 100 kt dem kurzfristigen Schrottbestand zugeführt, während der überwiegende Rest direkt wiedereingeschmolzen wird.

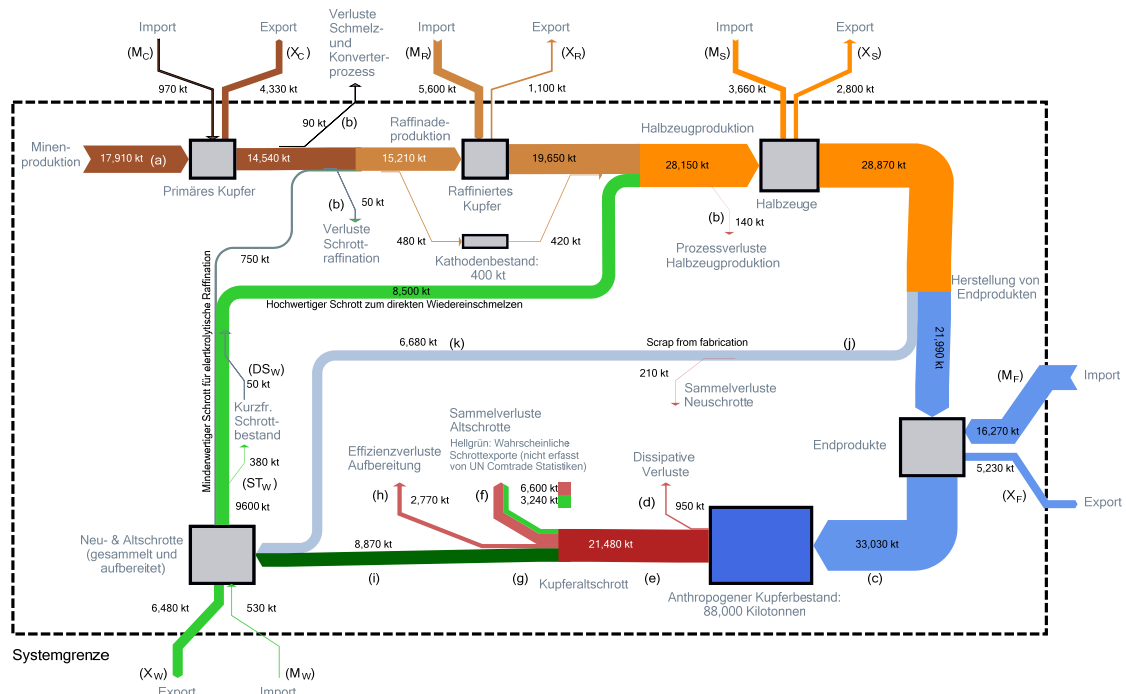


Abbildung 6-14: Kumulierte Kupferflüsse und -bestände Nordamerikas im Zeitraum 2005 bis 2014

Interpretation und Diskussion

Der nordamerikanische Kupferkreislauf ist gekennzeichnet durch eine verhältnismäßig hohe Minenproduktion, während gleichzeitig fast kein Sekundärmaterial zur Raffination genutzt wird. Ein nennenswerter Schrotteinsatz ist erst für die Halbzeugproduktion auszumachen, wobei insbesondere im Kreislauf für 2014 auffällt, dass der Direct Melt Fluss mengenmäßig dem Neuschrottaufkommen entspricht. Daher liegt der Schluss nahe, dass es sich bei dem wiederverwendeten Sekundärmaterial hauptsächlich um

hochwertige Neuschrotte handelt, die direkt wiedereingeschmolzen werden. Auf diesen Sachverhalt wird in Kapitel 6.2.5 genauer eingegangen.

Für den Vergleich mit früheren Studien ergibt sich für das nordamerikanische Simulationsmodell eine etwas bessere Ausgangssituation als für Europa, da auch Betrachtungen für die USA aufgrund der vielfachen Größe im Vergleich zu Kanada, stellvertretend für ganz Nordamerika herangezogen werden können.

Mit einem 200-jährigen Betrachtungszeitraum besitzt das US-Modell von Zeltner et al. (1999) einen umfassenderen zeitlichen Fokus als das vorliegende Nordamerika-Modell. Allerdings gehen die Autoren in wesentlichen Punkten von sehr vereinfachten Annahmen aus, die aus heutiger Sicht nicht mehr korrekt sind. So wird beispielsweise von vernachlässigbaren bzw. ausgeglichenen Außenhandelsflüssen ausgegangen, was speziell für Endprodukte nicht (mehr) zutrifft. Darüber hinaus wurden die Produktlebensdauern nicht datenbasiert sondern durch eine Modellkalibration festgelegt. Weiterhin erklären die Autoren, dass die Exaktheit der berechneten Flüsse und Bestände nicht im Vordergrund steht, sondern es sich hierbei um eine erste Abschätzung handelt. Insofern ist diese Arbeit als Vorläufer des vorliegenden Simulationsmodells zu sehen, der jedoch aufgrund der groben Methodik sowie der veralteten Daten und Annahmen nicht zu einem Vergleich herangezogen werden kann. Dies gilt gleichfalls für den Ansatz von Ayres et al. (2002), der auf der Methodik von Zeltner et al. basiert.

Einen Vergleich hingegen ermöglicht der im Rahmen des STAF-Projekts der Yale Universität für Nordamerika entwickelte Kupferzyklus durch seine detailliertere Aufschlüsselung der Flüsse (Lifset et al. 2002; Graedel et al. 2004). Einschränkend muss jedoch hinzugefügt werden, dass es sich dabei um das nicht mehr aktuelle Referenzjahr 1994 handelt und Nordamerika als Mexiko, USA und Kanada definiert wurde. Weiterhin wird kein absoluter Kupferbestand ausgewiesen, sondern lediglich eine Bestandsänderung. Dies wurde jedoch von Spatari et al. (2005) im Zuge der Dynamisierung dieses Ansatzes nachgeholt, indem für das Jahr 1999 ein Kupferbestand von 70 Mio. t berechnet wurde, bzw. für 1994 ein Bestand von ca. 65 Mio. t. Der Vergleich mit dem NA-Modell zeigt etwas höhere Werte für die Minen- und Raffinadeproduktion sowie für den Zufluss zum Kupferbestand, was auf die Einbeziehung Mexikos zurückzuführen ist. Dagegen sind die Werte zur Halbzeugherstellung fast gleich, was darauf hindeutet, dass in Mexiko zu dieser Zeit keine nennenswerte Produktion existierte. Der vom NA-Modell berechnete Bestand von 70 Mio. t für 1994 wird von Spatari et al. (2005) erst fünf Jahre später erreicht. Aufgrund der von der Kupferindustrie zur Verfügung gestellten Verwendungsdaten und der damit möglichen detaillierten Modellierung des Bestands mit 16 Endprodukten wird das Ergebnis des NA-Modells für den Kupferbestand und den Abfluss daraus präferiert. Die Recyclingflüsse sind wiederum sehr ähnlich zueinander,

was sich aufgrund der geschlossenen Massenbilanz und den extern vorgegeben Zahlen zur Kupferproduktion zwingend ergibt. Beim Außenhandel fällt auf, dass der Betrag der Handelsbilanzen in der Yale-Studie immer wesentlich größer ist als im NA-Modell. Da aus der Publikation von Lifset et al. (2002) das Zustandekommen der genutzten Werte nicht hervorgeht, kann nur vermutet werden, dass die Handelsflüsse der USA, Kanadas und Mexikos aufsummiert wurden, jedoch ohne den Intrahandel innerhalb der NA-Region zu subtrahieren.

Im Rahmen einer Untersuchung des US-amerikanischen Kupferrecyclings durch den USGS (2010b) wurde ein Kupferkreislauf der USA für das Jahr 2004 erstellt. Da die geographische Systemgrenze nur die USA beinhaltet sind die Werte zur Primär-, Raffinade- und Halbzeugproduktion erwartungsgemäß etwas niedriger als im NA-Modell, das auch die kanadische Produktion umfasst. Deutlich geringer ist der Zufluss zum Kupferbestand, was nicht allein durch den Einfluss Kanadas erklärt werden kann. Vielmehr finden die hohen amerikanischen Importe auf Endproduktebene im USGS-Kreislauf keine Berücksichtigung, sodass es zu einer Unterschätzung des Konsums kommt. Der Abfluss von EoL-Kupfer aus dem Bestand wird ohne weitere Herleitung abgeschätzt und ist höher als im NA-Modell. Die recycelten Schrotte von NA-Modell und USGS-Kreislauf erscheinen – vor dem Hintergrund der unterschiedlichen geographischen Grenzen – passend zueinander. Beim Vergleich der Handelsbilanzen fällt auf, dass deren Absolutbeträge für Primärmaterial, reines Kupfer und Kupferschrott im USGS-Kreislauf größer sind als im NA-Modell. Der Grund hierfür liegt im großen Handelsvolumen zwischen den USA und Kanada, welches im NA-Modell als Intrahandel gilt und daher nicht berücksichtigt wird. Wie bereits erwähnt, wird der Außenhandel von Endprodukten in der USGS-Studie außen vor gelassen, daher ergibt sich hier eine Abweichung von rund 1 Mio. t Kupfer.

Ebenfalls in Tabelle 6-2 enthalten sind die Werte des US-Kupferkreislaufs für das Jahr 2012 nach einer Berechnung von Chen et al. (2016), die methodisch auf der Yale Studie für 1994 basiert, jedoch bis zum Jahr 2012 ergänzt wurde. Die Ergebnisse sind für Minen-, Raffinade-, und Halbzeugproduktion stimmig zum NA-Modell, das zusätzlich noch Kanada beinhaltet. Bis auf den Neuschrottfloss, der sich mit dem NA-Modell weitestgehend deckt und aufgrund der rückläufigen Industrieproduktion realistisch erscheint, sind die weiteren Angaben dieser Studie nicht plausibel. Zum Einen wird der für Nordamerika besonders relevante Außenhandel von Endprodukten nicht berücksichtigt, was sich in der im Vergleich zum NA-Modell 1 Mio. t niedrigeren Außenhandelsbilanz im unteren Teil der Tabelle zeigt. Dementsprechend liegt auch der Zufluss zum Kupferbestand um 1 Mio. t zu niedrig. Der Bestandsabfluss entspricht dem Wert von 1994, was nicht realistisch erscheint. Zum Anderen werden von Chen et al. (2016) keine Verluste bei der Sammlung und Aufbereitung von EoL-Schrotten berücksichtigt.

Vielmehr wird von den Autoren davon ausgegangen, dass die Differenz zwischen anfallendem und in der Produktion eingesetztem Schrott komplett exportiert wird. Daher kann auf Basis dieser Studie für den recycelten Altschrott kein Wert abgeleitet werden.

Zusammenfassend betrachtet ergibt der Vergleich des Simulationsmodells mit den drei verfügbaren Literaturquellen – unter Berücksichtigung der unterschiedlichen geographischen Systemgrenzen – für die ersten Stufen des nordamerikanischen Kupferkreislaufs, d.h. Primär-, Raffinade und Halbzeugproduktion, ein einheitliches Bild. Die Mengen an recyceltem Schrott liegen ebenfalls in ähnlichen Bereichen. Große Abweichungen zwischen Modellergebnissen und Literaturwerten sind hingegen für Im- und Exporte von Endprodukten festzustellen. Diese werden in zwei Studien überhaupt nicht berücksichtigt, was zu einem systematischen Fehler bei der Berechnung des Bestandszuflusses führt. In der Studie von Lifset et al. (2002) findet der Endprodukthandel zwar Beachtung, jedoch erfolgt keine weitere Aufschlüsselung der verwendeten Werte, so dass die Berechnungsmethodik nicht nachvollzogen und die Differenzen nicht erklärt werden können.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass das NA-Modell einen substantiellen Fortschritt bei der Abschätzung der nordamerikanischen Kupferflüsse und des anthropogenen Bestandes darstellt. Insbesondere der systematisch erfasste Außenhandel von kupferhaltigen Endprodukten ist für eine korrekte Berechnung des Kreislaufs von essentieller Bedeutung.

Tabelle 6-2: Vergleich der Simulationsergebnisse für Nordamerika mit Literaturwerten [Einheit: kt]

Quelle	Lifset et al. (2002) / Spatari et al. (2005)	NA-Modell	USGS (2010b)	NA-Modell	Chen et al. (2016)	NA-Modell
Systemgrenze (geographisch & zeitlich)	Kanada, USA, Mexiko 1994	Kanada & USA 1994	USA 2004	Kanada & USA 2004	USA 2012	Kanada & USA 2012
Minenproduktion	3100	2470	1190	1720	1110	1750
Raffinadeproduktion	3300	2780	1230	1835	1345	1280
Halbzeugherstellung	4210	4250	3270	4000	~1700	2320
Zufluss Kupferbestand	3360	3140	2500	4190	1760	2870
Kupferbestand absolut	~ 65 000	70 100	-	74 950	-	87 250
Abfluss Kupferbestand	1400	1250	1920	1730	1350	2500

Quelle	Lifset et al. (2002) / Spatari et al. (2005)	NA-Modell	USGS (2010b)	NA-Modell	Chen et al. (2016)	NA-Modell
Systemgrenze (geographisch & zeitlich)	Kanada, USA, Mexiko 1994	Kanada & USA 1994	USA 2004	Kanada & USA 2004	USA 2012	Kanada & USA 2012
Recycelter Altschrott	700	720	770	875	-	880
Recycelter Neuschrott	870	1050	730	910	590	550
	Außenhandelsbilanzen					
Primärmaterial	- 200	~ 0	+670 kt	+43	-330	-550
Reines Kupfer	- 157	- 60		+344	-320	+330
Halbzeuge & Endprodukte	+ 420	+30	+280	+1220	+440	+1140
Schrott	- 190	-90	-550	-410	-1218	-750

6.2.2 Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf

Den Außenhandel Nordamerikas für Kupfer bzw. kupferhaltige Produkte zeigt Abbildung 6-15. Daraus geht hervor, dass in der Vergangenheit nahezu kein Handel von Primärkupfer mit Drittstaaten stattfand. Gegen Ende des Betrachtungszeitraums zeichnet sich jedoch ein deutlicher Trend hin zu vermehrten Nettoexporten ab. Anders dagegen die Handelsflüsse von Raffinadekupfer, die seit Mitte der 1990er Jahre ein relativ stabiles Niveau von rund 500 kt Nettoimporten aufweisen. Im Gegensatz zu den Halbzeugen, deren Im- bzw. Exporte sich auf einem ausgeglichenen niedrigen Niveau befinden, ist auf Ebene der Endprodukte ein regelrechter Sprung der Importe im Jahr 2000 zu beobachten. In den Folgejahren zeigen sich die bereits in Abbildung 6-13 angedeuteten signifikant hohen Importe kupferhaltiger Endprodukte. Ein genau umgekehrtes Bild ergibt sich für den Außenhandel von Schrott, der in den 1990er Jahren vernachlässigbar gering war. Ab ca. 2000 setzt dann ein anhaltendes Wachstum der Schrottexporte ein, die ihren Höhepunkt mit über 800 kt im Jahr 2011 erreichen und bis 2014 auf knapp 700 kt wieder etwas abflachen. Die Summe über alle Im- bzw. Exporte ergibt ein uneinheitliches Bild. Während am Anfang des Simulationszeitraums mehr Kupfer aus Nordamerika exportiert als importiert wird, findet Ende der 1990er bis Ende der 2010er Jahre durch hohe Importe von Endprodukten eine deutliche Netto-Akkumulation von Kupfer in den USA und Kanada statt. Demgegenüber stehen ab ca.

2009 steigende Exporte bei Primärkupfer und Kupferschrott, wodurch sich in der Folge eine nahezu ausgeglichene Gesamtbilanz ergibt.

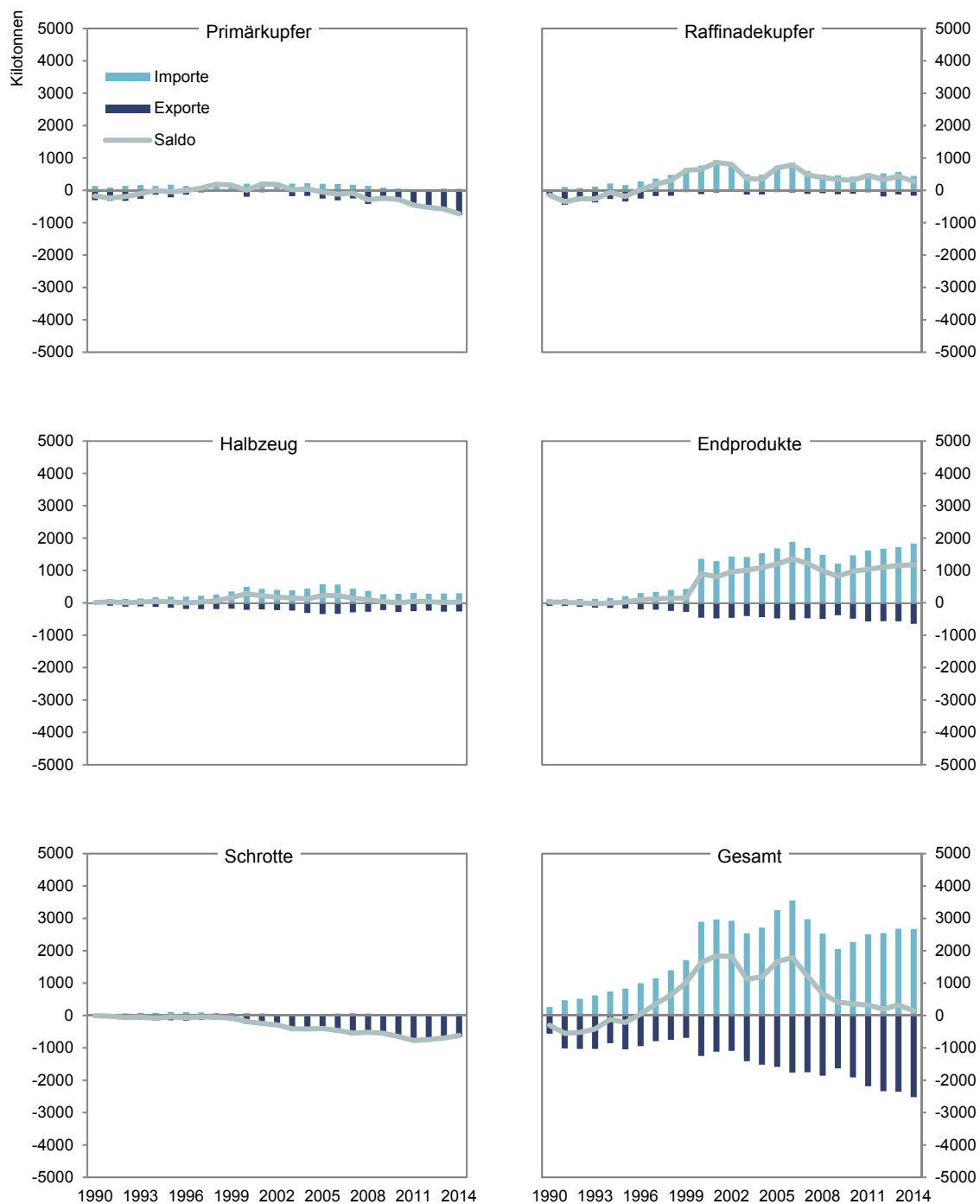


Abbildung 6-15: Übersicht der Außenhandelsflüsse für Nordamerika (USA und Kanada) im Zeitraum 1990 bis 2014

Interpretation und Diskussion

Die Gegenüberstellung der Handelsflüsse verschiedener Wertschöpfungsstufen macht die Position Nordamerikas auf dem Weltmarkt als großer Abnehmer von Kupfer bzw. von kupferhaltigen Produkten deutlich. Primär- und Sekundärmaterial mit verhältnismäßig niedriger Wertschöpfung wird exportiert, während gleichzeitig kupferhaltige Produkte höheren Werts, insbesondere Endprodukte aber auch Kathodenkupfer, importiert werden.

Bei genauerer Analyse der Handelsflüsse ist festzustellen, dass China die wichtigste Partnerregion im Kupferhandel Nordamerikas ist (Tercero Espinoza und Soulier 2016). Dorthin wird einerseits ein großer Teil der Konzentrat- und Schrottexporte verschifft, andererseits ist China Hauptlieferant von Endprodukten. Diese Entwicklung setzte um die Jahrtausendwende ein und verstärkte sich in den Folgejahren, wobei die sprunghafte Erhöhung der Endprodukt-Importe im Jahr 2000 kritisch zu betrachten ist. So werden beispielsweise für die hinter „Electrical automotive“ stehenden HS Codes vor 2000 keine Werte in den Handelsstatistiken ausgewiesen, im Jahr 2000 betragen die Importe dann jedoch 300 kt. Ein solches Verhalten ist auch bei anderen Endprodukten zu beobachten, was darauf schließen lässt, dass es sich um einen strukturellen Einfluss handelt – d.h. die in der UN Comtrade hinterlegten Daten unvollständig sind. Die Auswirkungen auf das Simulationsmodell sind begrenzt, der Fehler wird als vernachlässigbar angesehen. Hinsichtlich der Endprodukt-Importe ist darüber hinaus noch die deutliche Auswirkung der Finanz- und Wirtschaftskrise des Jahres 2009 erwähnenswert, die sich als ausgeprägter Rückgang in den Importzahlen niederschlägt.

Ebenfalls auffällig ist die zwischenzeitliche Abflachung im Importverlauf von Raffinadekupfer in 2003 und 2004, der auch bei der Gesamtbetrachtung des Handels erkennbar ist. Dieser kurzzeitige Einbruch kann zwar auf Code 740311 (Copper cathodes) zurückgeführt werden, für den die USA in besagten Jahren rund ein Drittel niedrigere Werte ausweisen als in 2002 und 2005. Der Hintergrund dieses Rückgangs erschließt sich jedoch nicht.

Die Ergebnisse zum Außenhandel von Kupferschrott fügen sich ein in Schätzungen aus der Literatur, wonach der weitaus größte Teil des in den USA anfallenden E-Schrotts exportiert wird (Puckett et al. 2002, S. 4; USITC 2013, S. 1–10). Ein Treiber hierbei ist insbesondere China, das durch seine rasche Industrialisierung und Urbanisierung nicht nur eine große Nachfrage nach Primär- sondern auch nach Sekundärrohstoffen generiert (CDA 2013, S. 11; Lyons 2010; USGS 2010b, S. X3), die vor allem aus Nordamerika bezogen werden – in geringerem Umfang auch aus Europa, Japan und Südkorea (Puckett et al. 2002, S. 16). Bei den nordamerikanischen Schrottexporten

ten handelt es sowohl um offiziell erfasste, als auch um illegale Ausfuhren. Illegale Ausfuhren sind in diesem Zusammenhang vor allem E-Schrotte die Exportbeschränkungen unterliegen, jedoch nicht gemäß US-Bundesgesetzen angemeldet und zertifiziert sind. Diese Schrotte werden oftmals zusammen mit noch funktionsfähigen Elektrogeräten deklariert, wodurch sie in Zollstatistiken nicht als Schrott erfasst werden (USITC 2013, 3-11; 5-12). Somit sind diese Ausfuhren auch nicht in den zugrundeliegenden Daten von Abbildung 6-15 enthalten wobei hinzuzufügen ist, dass der Graubereich hier sehr groß ist. Die wichtigste Destination für E-Schrott Exporte ist Südostasien. Dabei werden die Container oftmals in Hong Kong, Taipeh oder auf den Philippinen umgeschlagen, um dann in kleinere chinesische Häfen mit laxen Einfuhrkontrollen weiterverschifft zu werden (ILO 2012, 13ff.). Schwerpunktmäßig ist hier die Provinz Guangdong zu nennen, die als eines der Hauptziele amerikanischer und japanischer Schrottexporte gilt (Tian und Feng 2005). Durch steigendes Problembewusstsein wurden allerdings in den letzten Jahren die Kontrollen aufseiten der exportierenden Länder wie auch auf chinesischer Seite intensiviert und legale wie illegale Schrottexporte erschwert (Earley 2013; USITC 2013, S. 5-13). Darauf deutet auch der zuletzt rückläufige Trend für nordamerikanische Schrottexporte hin.

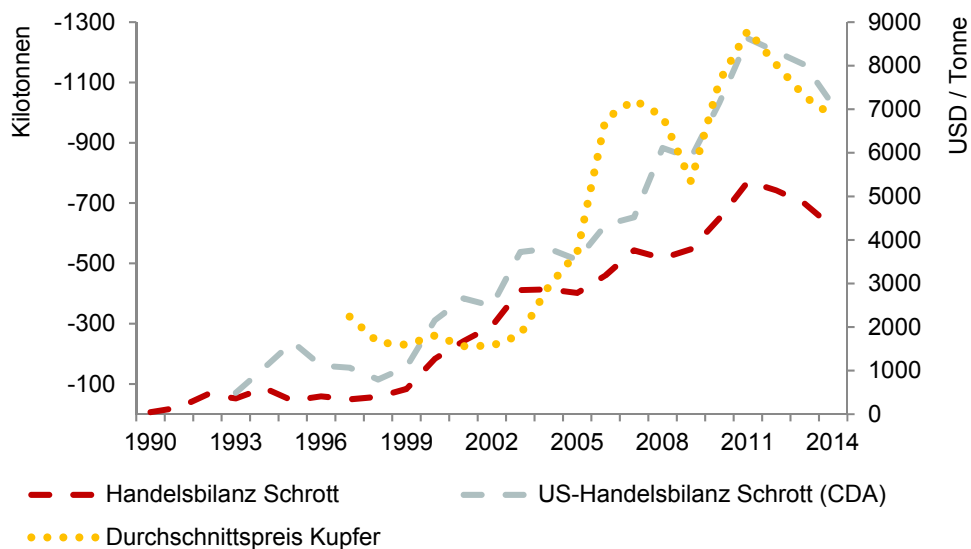


Abbildung 6-16: Schrottaußenhandel Nordamerikas im Vergleich. Die negativen Werte der y-Achse stehen für Nettoexporte von Kupferschrott.

Aufgrund der Tatsache, dass illegale Kupferschrott-Exporte nicht von offizieller Seite erfasst werden, gestaltet sich deren Quantifizierung äußerst schwierig. Da zusätzlich zu den offiziellen Handelsstatistiken der UN Comtrade auch der nordamerikanische Verband der Kupferindustrie Angaben zum US-Außenhandel von Kupferschrott publiziert (CDA 2010-2016), ergibt sich jedoch ein Ansatzpunkt zur Abschätzung. Beim Vergleich

der Zeitreihe nach UN Comtrade mit den Werten der CDA (2010-2016) sind erhebliche Abweichungen festzustellen, siehe Abbildung 6-16. Weisen die beiden Kurven anfänglich einen nahezu identischen Verlauf auf, entwickeln sie sich ab dem Jahr 2004 zunehmend auseinander. Diese Differenz deutet stark auf nicht offiziell erfasste, d.h. illegale Exporte hin und geht auffällig einher mit dem starken Preisanstieg für Kupfer ab Mitte der 2000er Jahre. Da auch illegal exportierte Schrotte gesammelt werden, liegt der Schluss nahe, dass die vom Modell ausgewiesenen Materialverluste bei der Sammlung von Schrott zu hoch sind. Daher wurde in den Sankey-Diagrammen – siehe Abbildung 6-13 und Abbildung 6-14 – Sammelverluste in Höhe der Differenz zwischen Comtrade und CDA Daten als vermutete illegale Exporte hellgrün markiert.

6.2.3 Die Entwicklung des nordamerikanischen Kupferbestands

Der Kupferbestand in Nordamerika steigt im Simulationszeitraum von rund 45 Mio. t auf 88 Mio. t an, wobei die Zunahme nicht einheitlich stattfindet. In einer ersten Phase bis zum Jahr 2007 wächst der Kupferbestand jährlich zwischen 3 % und 5 %. Ab 2008 verlangsamt sich dann das Wachstum auf ca. 2% und flacht bis 2014 auf 0,3 % ab.

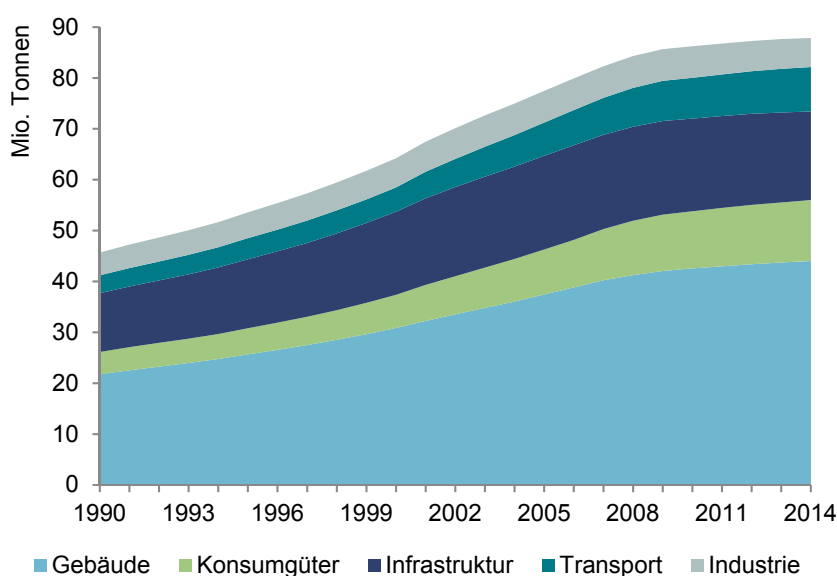


Abbildung 6-17: Anthropogener Kupferbestand Nordamerikas im Simulationszeitraum unterteilt nach Art der Endprodukte

Hinsichtlich der Zusammensetzung des nordamerikanischen Bestands dominieren der Gebäude- und Infrastrukturbereich deutlich mit einem Anteil in 2014 von 44 Mio. t bzw. 17,5 Mio. t. Ein Großteil des Bestandswachstums ist ebenfalls auf diese beiden Produktarten zurückzuführen, die zusammen um 28 Mio. t zunehmen. Die größte relative Zunahme entfällt dagegen auf Konsumgüter, deren Kupfergehalt seit 1990 um das 1,7-

fache auf 12 Mio. t zugenommen hat. Es folgt der Transportbereich, der 2014 mit rund 9 Mio. t den 1,5-fachen Bestand im Vergleich zu 1990 aufweist. Die geringste Zunahme zwischen 1990 und 2014 zeigt das in industriellen Anwendungen genutzte Kupfer, das sich von 4,5 Mio. t auf 5,7 Mio. t erhöht hat.

Eine modellbasierte Abschätzung des passiven Kupferbestands auf Siedlungsabfalldeponien ergibt für den Gesamtzeitraum zwischen 1990 und 2014 eine in Form von MSW neu abgelagerte Kupfermenge in Höhe von rund 2,2 Mio. t. Werden die bei der Behandlung von C&D auftretenden Kupferverluste addiert, so führt dies zu einem Wert von knapp 3 Mio. t Kupfer auf Siedlungsabfall- und Bauschuttdeponien in Nordamerika. Eine Aussage über den Gesamtbestand an Kupfer auf nordamerikanischen Deponien, der auch vor 1990 abgelagertes Material umfasst, kann anhand der Modellergebnisse nicht getroffen werden. Gleiches gilt für Kupfer in Bergbau- und Verhüttungsrückständen. Zwar sind dem Modell zufolge im Simulationszeitraum rund 350 kt Verhüttungsschlacken angefallen, aufgrund der individuellen, standortabhängigen Ausgestaltung der technischen Prozessen und des Einsatzmaterials ist diese Aussage allerdings mit Vorsicht zu betrachten. Mit rund 360 kt ähnlich groß ist die berechnete Menge an Kupfer in ausgedienten, nicht recycelbaren nordamerikanischen Altprodukten.

Interpretation und Diskussion

Der berechnete Kupferbestand für Nordamerika bewegt sich in absoluten Zahlen auf dem Niveau des europäischen Bestandes, er liegt sogar etwas darüber. Bei der Zusammensetzung des Bestands ist allerdings ein Unterschied erkennbar, so beträgt der Anteil der Infrastrukturanwendungen am Gesamtbestand in Nordamerika rund 20 %, in der EU 28 dagegen lediglich 12 %. Somit ist davon auszugehen, dass in Nordamerika die Infrastruktur bereits gut ausgebaut ist, während in Europa noch Nachholbedarf besteht. Unterstützt wird die These einer gewissen Sättigung in Nordamerika durch das nachlassende Wachstum des Kupferbestands ab ca. 2008. Unter anderem ist dies auf die Wirtschafts- und Finanzkrise zurückzuführen, in deren Folge die jährlichen Bestandszuflüsse auf unter 3 Mio. t abgesackt sind. Die Bestandsabflüsse sind dagegen im gleichen Zeitraum weiter angestiegen, da sie im Modell nur von den Produktlebensdauern abhängen und nicht von der makroökonomischen Entwicklung. Dadurch kommt es zu einer Annäherung zwischen Zu- und Abflüssen, deren Differenz in 2014 bei nur 100 kt zugunsten der Zuflüsse liegt.

Das Erreichen einer Sättigung in Nordamerika lässt sich auch aus dem Pro-Kopf-Bestand aus Abbildung 6-18 ablesen. Hier ist sogar ein leichter Rückgang von 252 kg im Jahr 2009 auf 248 kg in 2014 zu erkennen. Hintergrund ist der Bevölkerungswachstum um rund 15 Mio. Einwohner (World Bank 2017). Außerdem zeigt Abbildung 6-18

die Einordnung des Modellergebnisses in vorhandene Literatur. Der Verlauf des simulierten Bestands fügt sich plausibel in die Literaturwerte ein, so liegt er im Jahr 2003 genau in der Mitte des für entwickelte Länder aufgespannten Rahmens und etwas über den NAFTA-Werten, die außer den USA und Kanada auch das weniger entwickelte Mexiko beinhalten. Die Angaben zum US-Bestand von Ayres et al. (2002) und Gordon et al. (2006) liegen ca. 40 bis 50 kg pro Kopf über dem Simulationsergebnis. Wird jedoch ausgehend von diesen Werten der Modellverlauf bis 2014 unterstellt, ergeben sich in den 2010er Jahren Bestände von über 300 kg pro Kopf, was zu hoch erscheint. Ebenfalls zu hoch ist ein Bestand von knapp 300 kg pro Kopf für die USA im Jahr 1990, hierbei ist die Berechnungsmethodik zu hinterfragen. Im Gegensatz dazu stehen die verhältnismäßig niedrigen Werte für den Bundesstaat Connecticut und die Stadt New Haven. Diese können aufgrund ihrer Siedlungs- und Industriestruktur, d.h. keine großen Ballungsräume und wenig Schwerindustrie, jedoch nur eingeschränkt als Richtwert für die USA bzw. die Nordamerika-Region als Ganzes herangezogen werden. So betonen Rauch et al. (2007, S. 36) u.a. die im Vergleich zum US-Durchschnitt um rund ein Drittel niedrigeren Kupferbestände von Connecticut und New Haven in den Bereichen Infrastrukturanwendungen und Industrieausrüstung.

Der Vergleich des nordamerikanischen mit dem globalen Pro-Kopf Bestand ergibt einen beträchtlichen Abstand, sowohl absolut als auch in Bezug auf die relativen Zuwächse. Liegt der Bestand Nordamerikas zu Anfang der 1990er Jahre rund 130 kg über dem globalen Pro-Kopf Durchschnitt, so sind es in den 2010er Jahren bereits rund 200 kg. Aufgrund der leicht abnehmenden Tendenz in Nordamerika und der zu erwartenden Zunahme des weltweiten Kupfereinsatzes kann jedoch davon ausgegangen werden, dass sich diese Differenz in Zukunft wieder verringert.

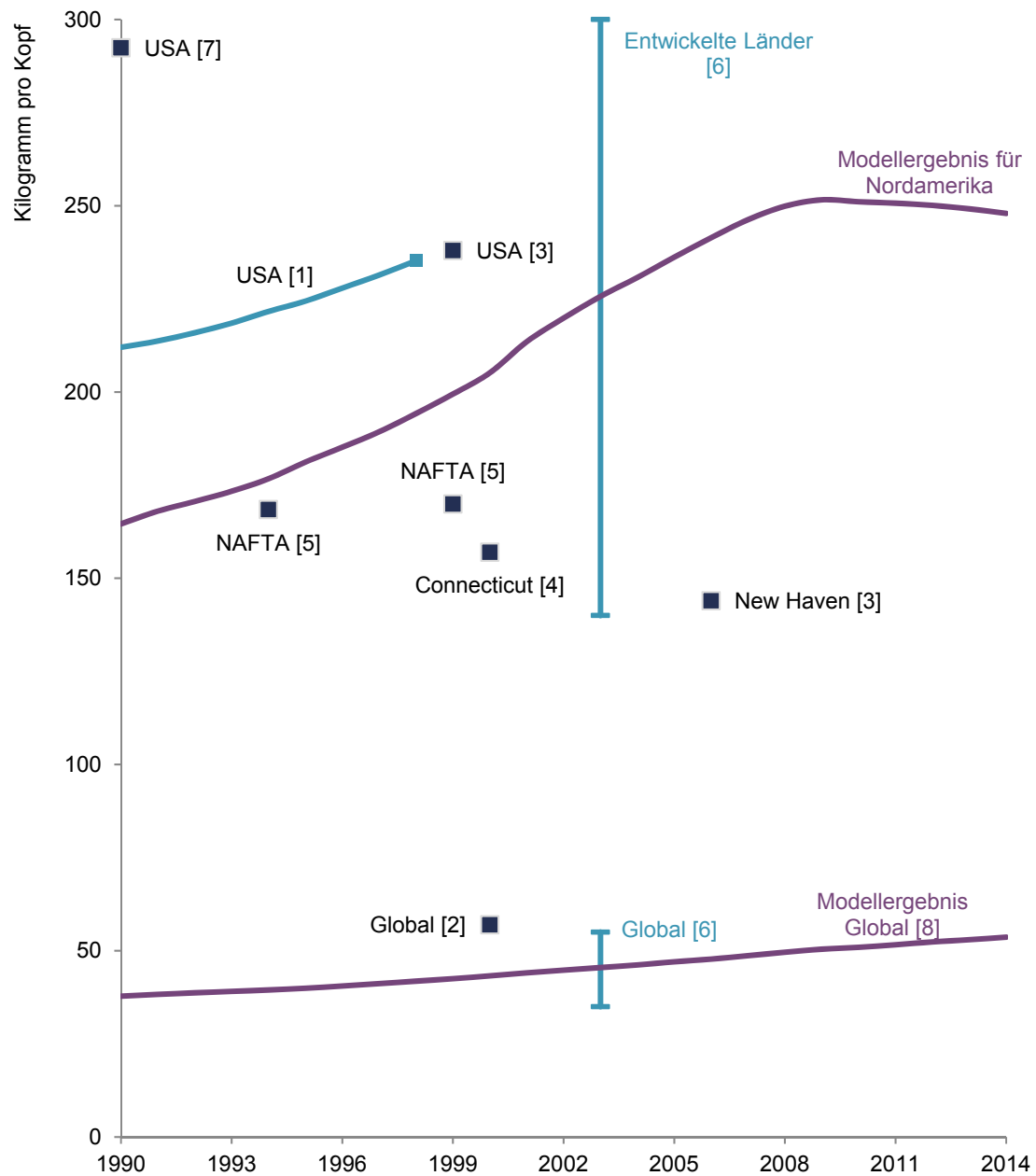


Abbildung 6-18: Pro-Kopf Kupferbestände in Nordamerika. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten. Quellen:

- | | |
|----------------------------|--------------------------|
| [1] Ayres et al. (2002)* | [2] Gerst (2009) |
| [3] Gordon et al. (2006) | [4] Rauch et al. (2007) |
| [5] Spatari et al. (2005)* | [6] UNEP (2010) |
| [7] Zeltner et al. (1999) | [8] Glöser et al. (2013) |

* Absolutbestand dividiert durch Bevölkerungszahl nach World Bank (2017)

Die mithilfe des Modells errechneten passiven Kupferbestände aus Siedlungsabfalldeponien können mit Abschätzungen verglichen werden, die auf offiziellen Daten der US-amerikanischen Environmental Protection Agency (EPA) beruhen. In Tabelle 6-3 sind die Mengen an NE-Metallen (ohne Aluminium) aufgeführt, die in den USA jährlich als MSW anfallen und nicht recycelt werden. Da nicht für jedes Jahr Daten angegeben werden, wird überschlagsweise unterstellt, dass 1991 bis 2000 jährlich 540 kt NE-Metalle im MSW entsorgt werden. Für die Jahre 2001 bis 2005 werden 580 kt pro Jahr angenommen, für 2009 und 2010 620 kt. Für die nicht mehr in der Statistik enthaltenen Jahre 2013 und 2014 wird mit 650 kt und 660 kt gerechnet. Das Aufsummieren der Werte seit 1990 ergibt eine obere Grenze²³ von 13,7 Mio. t NE-Metallen, die auf US-amerikanischen Deponien seit 1990 abgelagert wurden. Eine Abschätzung des Kupferanteils kann mithilfe der Studie von Spooren et al. (2012) erfolgen, in der für eine belgische Deponie ein Kupferanteil von 14 % an den enthaltenen Schwermetallen angegeben wird. Wird angenommen, dass dieser Wert auch für die USA zutrifft, so ergibt sich eine seit 1990 auf MSW-Deponien entsorgte Kupfermenge von 1,9 Mio. t. Der mithilfe des Modells abgeschätzte Wert von 2,2 Mio. t liegt leicht darüber. Zu beachten ist jedoch, dass im NA-Modell auch Kanada miteingeschlossen ist, dessen Einwohnerzahl gut 10 % der US-amerikanischen Bevölkerung entspricht. Insofern stimmen die Ergebnisse beider Berechnungsarten überein.

Tabelle 6-3: Jährliche Menge an NE-Metallen, die in den USA als Teil des MSW anfallen und nicht recycelt werden. Quelle: U.S. EPA (2014)

[Einheit: kt]	1960	1970	1980	1990	2000	2005	2008	2010	2011	2012
NE-Metalle (ohne Aluminium)	180	350	620	370	540	580	600	620	630	640

Schätzungen zum Gesamtbestand an Kupfer auf nordamerikanischen Deponien wurden darüber hinaus von Spatari et al. (2005) getroffen. Diese gehen für das 20. Jahrhundert von einem Gesamtbestand von 56 Mio. t Kupfer auf nordamerikanischen²⁴ Deponien²⁵ aus. Diese Angabe ist jedoch deutlich zu hoch gegriffen: Wird analog zur obigen Vorgehensweise auf Basis der EPA-Daten die als MSW deponierte Menge NE-Metalle berechnet, wobei für jedes Jahr vor 1960 ein Wert von 180 kt angenommen wird, so ergeben sich hierfür rund 30 Mio. t. Bei einem unterstellten Kupferanteil von

²³ Obere Grenze ergibt sich aufgrund der Berechnungsmethodik und da ein Teil des amerikanischen MSW verbrannt wird, was hier vernachlässigt ist.

²⁴ Inkl. Mexiko

²⁵ Bezieht sich auf alle Deponiearten

14 % entspricht dies 4,1 Mio. t Kupfer, die sich auf MSW-Deponien zwischen 1900 und 2000 angesammelt haben. Auch unter Berücksichtigung, dass der Kupferanteil von 14 % zu niedrig sein könnte, auf anderen Deponiearten (z.B. für Bauschutt, Verbrennungsschlacken und Sondermüll) noch gewisse Mengen an Kupfer enthalten sind und Spatari et al. zusätzlich Mexiko miteinbeziehen, so erscheint ein Gesamtbestand von 56 Mio. t doch als unrealistisch.

6.2.4 Schrottaufkommen und Recyclingraten

Das in Abbildung 6-19 gezeigte nordamerikanische Kupferschrottaufkommen steigt von anfänglich 2 Mio. t kontinuierlich an und erreicht in 2014 einen Wert von rund 3,2 Mio. t, der sich in 2,65 Mio. t Altschrotte und 550 kt Neuschrotte aufteilt. Beim Vergleich des zeitlichen Verlaufs von Alt- und Neuschrotten fällt auf, dass diese zunächst auf einem ähnlichen Niveau von jeweils etwa 1 Mio. t liegen, sich dann jedoch in unterschiedliche Richtungen entwickeln. Während von Jahr zu Jahr mehr Altschrott anfällt nehmen die Neuschrotte, bedingt durch eine zurückgehende Fertigung von Endprodukten, immer weiter ab. Ab 2010 setzt für Neuschrotte dann eine Seitwärtsbewegung auf konstant niedrigem Niveau zwischen 550 kt und 600 kt ein.

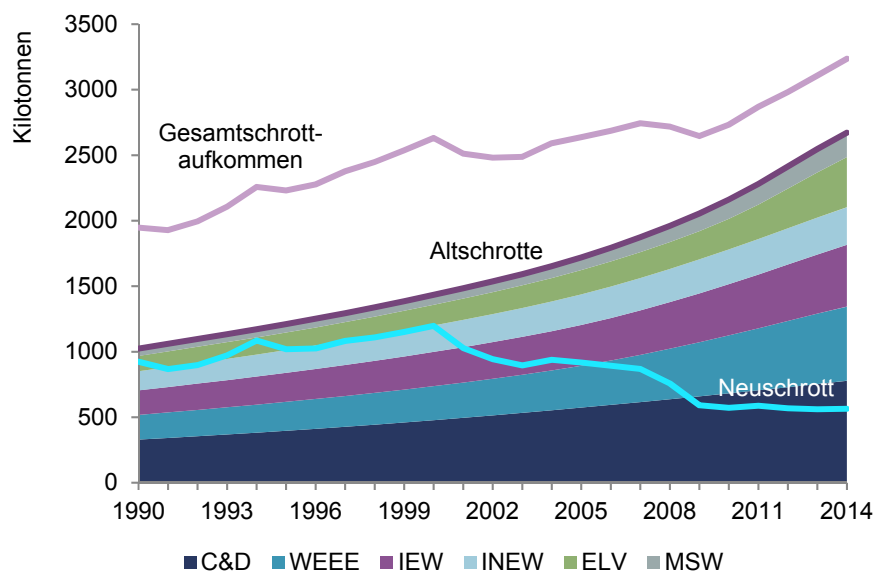


Abbildung 6-19: Kupferschrottaufkommen der USA und Kanadas vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten.

Eine genauere Betrachtung der Altschrott-Simulationsergebnisse ergibt einen dominierenden Einfluss von C&D, WEEE und IEW, die in 2014 zusammen rund zwei Drittel

des Altschrottaufkommens ausmachen, während rund 14 % des Kupferaltschrotts in Form von ELV anfällt, 11 % als INEW und 7 % als MSW. Aus Abbildung 6-19 ist darüber hinaus erkennbar, dass sich die Gewichtung der einzelnen Schrottarten im Zeitverlauf verschoben hat. Dies ist zurückzuführen auf unterschiedliche Steigerungsraten, so hat sich der WEEE-Schrott im Zeitverlauf verdreifacht, während C&D und IEW auf das 2,3- bzw. 2,5-fache angestiegen sind. Ebenfalls hohe Steigerungsraten weisen die Schrottarten ELV und MSW auf, die sich im Simulationszeitraum sogar mehr als verdreifacht haben, in absoluten Zahlen aber eine etwas geringere Rolle spielen. Dagegen hat sich das als INEW anfallende Kupfer von 150 kt auf 290 kt lediglich knapp verdoppelt.

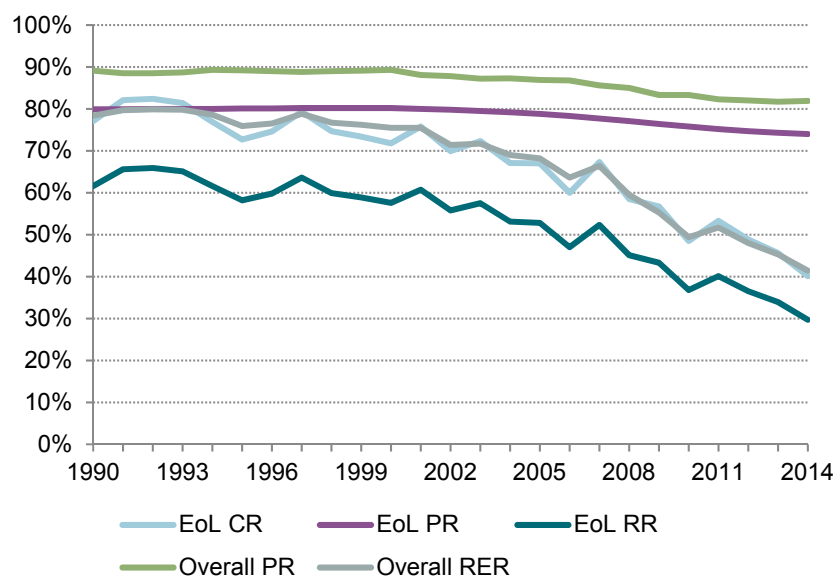


Abbildung 6-20: Effizienzbezogene Recyclingindikatoren für Nordamerika

Die Effizienzen, mit denen Alt- und Neuschrotte in Nordamerika gesammelt und aufbereitet werden zeigt Abbildung 6-20. Deutlich ist an der abnehmenden EoL PR der Einfluss des überproportional steigenden WEEE-Anteils am Altschrott sichtbar. Die Gewichtung der verhältnismäßig niedrigen Aufbereitungseffizienz von Elektroschrotten nimmt im Zeitverlauf zu und wirkt sich negativ auf den Indikator aus, der von anfänglich 80 % auf 74 % absinkt. Dies hat auch Einfluss auf die Overall PR, deren abfallender Verlauf jedoch im Wesentlichen auf die insgesamt steigenden Altschrottmengen bei gleichzeitig rückläufigen Neuschrotten zurückgeht. Eine stark fallende Kurve ist für die nordamerikanische EoL CR zu verzeichnen, die sich in der Modellberechnung von 80 % auf 40 % halbiert. Davon beeinflusst weisen die EoL RR und Overall RER einen ähnlichen Kurvenverlauf auf, wobei die Deckungsgleichheit von EoL CR und Overall RER zufällig ist. Diese Verläufe bedürfen jedoch einer kritischen Hinterfragung, da

ein solches rückläufiges Verhalten vor dem Hintergrund steigender Preise und Schrottexporte nicht nachvollziehbar erscheint.

Das in Nordamerika aufbereitete Sekundärkupfer ist, unterteilt nach Alt- und Neuschrotten, in Abbildung 6-21 aufgetragen. Für Altschrotte ergibt sich ein relativ gleichmäßiger Verlauf der sich zwischen 700 kt und 900 kt bewegt. Dieser steht dabei im Gegensatz zum wachsenden Altschrottaufkommen aus Abbildung 6-19. Aufgrund der rückläufigen Neuschrotte steigt die relative Bedeutung der Altschrotte, was sich in einer von 40 auf rund 60 % steigenden OSR ausdrückt.

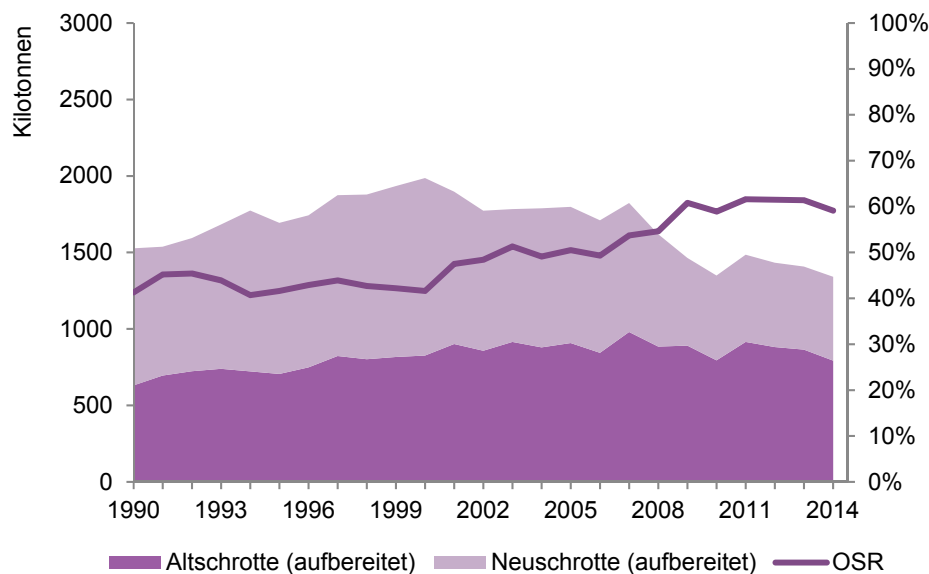


Abbildung 6-21: Links aufgetragen: Aufbereitete nordamerikanische Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel in [kt]
Rechts aufgetragen: OSR in [%], d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott

Interpretation und Diskussion

Für Nordamerika können zur Überprüfung der simulierten Neuschrottmengen externe Statistiken herangezogen werden. Der Vergleich in Abbildung 6-22 zeigt eine weitestgehende Übereinstimmung mit Angaben der CDA zum Neuschrottaufkommen in den USA. Da im Modell die Neuschrotte unmittelbar von den Fabrikationseffizienzen abhängen, sind die hierzu getroffenen Annahmen aus Kapitel 3.3.3 als realistisch einzuschätzen.

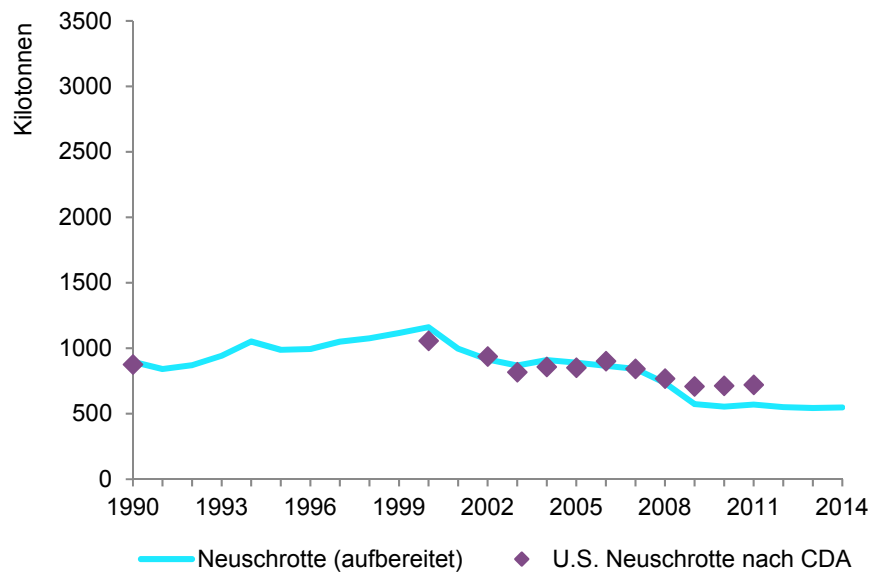


Abbildung 6-22: Vergleich der Modellergebnisse zu Neuschrotten mit Statistiken der CDA (2013, S. 87)

Der Vergleich der Recyclingindikatoren aus Abbildung 6-20 mit Werten aus der Literatur ergibt ein uneinheitliches Bild. Auf lokaler Ebene wird für den Bundesstaat Connecticut im Jahr 2000 von Rauch et al. (2007, S. 75) eine EoL RR von 63 % angegeben, die sich aus einer Sammeleffizienz von 84 % und einer Aufbereitungseffizienz von 75 % zusammensetzt. Diese Werte sind sehr ähnlich zu den Ergebnissen des NA-Modells in Höhe von 58 % (EoL RR), 72 % (EoL CR) und 80 % (EoL PR). Unter Einbeziehung von Neuschrott beträgt die Overall RER für Connecticut 70 %, der Modellwert für Nordamerika liegt mit 76 % etwas darüber. Auf nationaler Ebene kommt der USGS (2010b, S. X3) für die USA auf eine EoL RR von 43 % im Jahr 2004, das Nordamerika-Modell dagegen auf 53 %. Da die absoluten Mengen an recycelten EoL-Schrott sowohl im Modell als auch bei der USGS mit 880 kt bzw. 850 kt fast gleich sind, geht die Differenz der EoL RR auf unterschiedliche Werte des theoretisch verfügbaren Altschrotts zurück. Der USGS geht von 2 Mio. t verfügbarem Altschrott aus, das Modell berechnet dagegen 1,65 Mio. t. Da der Modellwert berechnet wurde und nicht auf Schätzungen beruht, ist die EoL RR des Modells vorzuziehen.

Wie bereits erwähnt muss der stark fallende Verlauf der nordamerikanischen EoL-Sammelquote kritisch analysiert werden, da er anderen Daten wie Preisentwicklung und Außenhandelszahlen scheinbar widerspricht. Werden die in Kapitel 6.2.2 beschriebenen, nicht erfassten Exporte als gesammelte Menge in die Indikatorberechnung miteinbezogen, so liegt die EoL CR um bis zu 15 % höher, siehe Abbildung 6-23. Die Abweichung für die EoL RR beträgt 11 %, die entsprechende Grafik ist als Abbil-

dung A.4-8 im Anhang zu finden. Dies ändert jedoch nichts an der immer noch fallenden Tendenz der Sammel- und Recyclingrate, die weiter untersucht werden sollte. Ein naheliegender Erklärungsansatz sind die im nächsten Kapitel beschriebenen, abnehmenden nordamerikanischen Sekundärraffinationskapazitäten, die sich negativ auf das Altschrottrecycling auswirken. Hinzukommen die in Kapitel 6.2.2 angeführten Probleme bei der Datenerfassung der Schrottexporte. Dies lässt es als durchaus plausibel erscheinen, dass auch die Exportdaten der CDA noch zu niedrig angesetzt sind, sodass die Sammelverluste real kleiner sind und die tatsächliche Sammelquote über den hier berechneten Werten liegt.

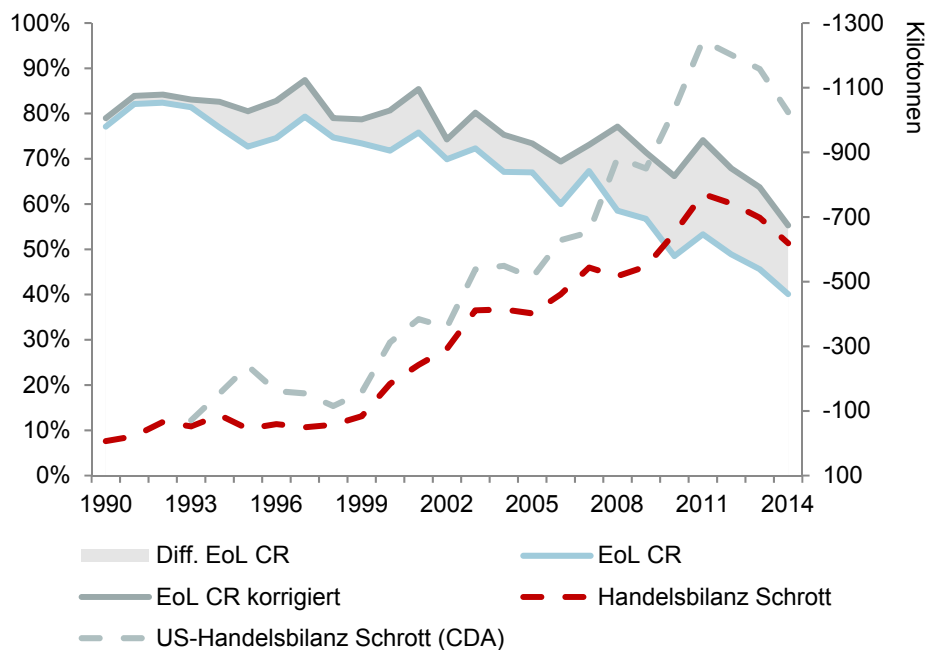


Abbildung 6-23: EoL-Sammelquote korrigiert um illegale Schrottexporte

6.2.5 Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion

Im Gegensatz zu den anfallenden und aufbereiteten Schrottmengen nimmt sich das in Nordamerika für die Kupferherstellung wiederverwendete Sekundärmaterial aus Abbildung 6-24 niedrig aus. Während der Sekundäreinsatz in den 1990er Jahren noch in etwa der Höhe des aufbereiteten Schrotts entspricht, wurden in 2014 nur noch ca. 620 kt Sekundärkupfer verarbeitet. Dabei findet der Rückgang stufenweise statt. Ab Ende der 1990er bricht das raffinierte Sekundärmaterial um 75 % ein, parallel dazu kommt es zu einem Rückgang des Direct Melts um rund ein Viertel. Ab 2008 folgt ein zweiter Einbruch der Direct Melt Menge von 1,1 Mio. t auf 550 kt in 2014. Die Differenz zwischen aufbereitetem Schrott und verwendetem Sekundärmaterial geht in erster Li-

nie auf die hohen Nettoexporte von Schrott zurück, die Änderungen des Schrottbestands im Zeitverlauf sind unwesentlich.

Wird das Sekundärmaterial ins Verhältnis zur Kupferproduktion gesetzt so ergeben sich die RIR und EoL RIR aus Abbildung 6-25. Während die EoL RIR konstant bei ungefähr 20 % liegt, fällt die RIR als Folge des rückläufigen Sekundärmaterialeinsatzes von zwischenzeitlich über 45 % Anfang der 2000er Jahre auf 32 % in 2014 ab.

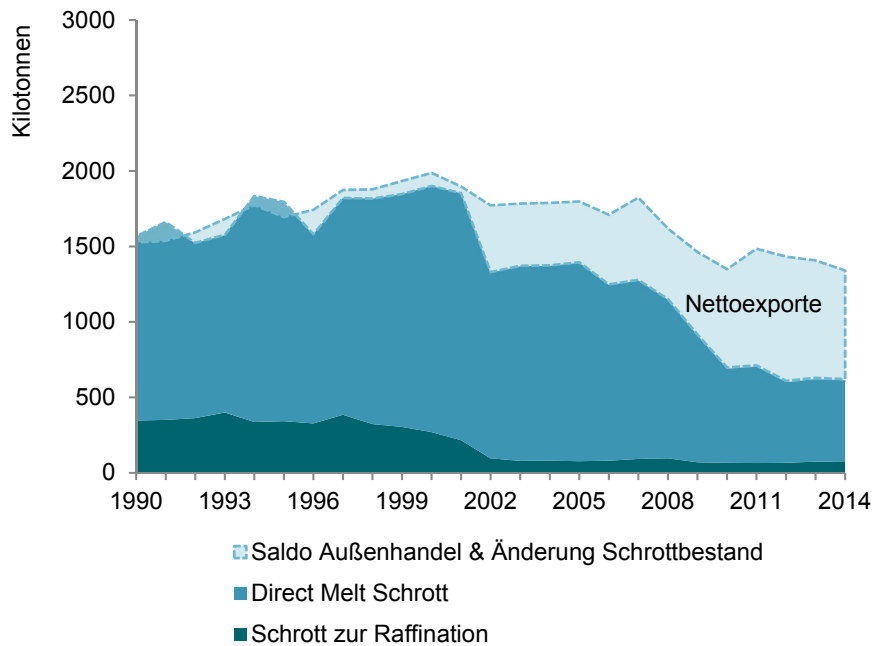


Abbildung 6-24: Schrotteinsatz in der Kupferproduktion Nordamerikas, unterteilt nach Raffinade- bzw. Direct Melt Schrott. Die auf UN Comtrade Daten basierenden Nettoimporte bzw. -exporte beziehen sich sowohl auf Raffinations- als auch auf Direct Melt Schrott.

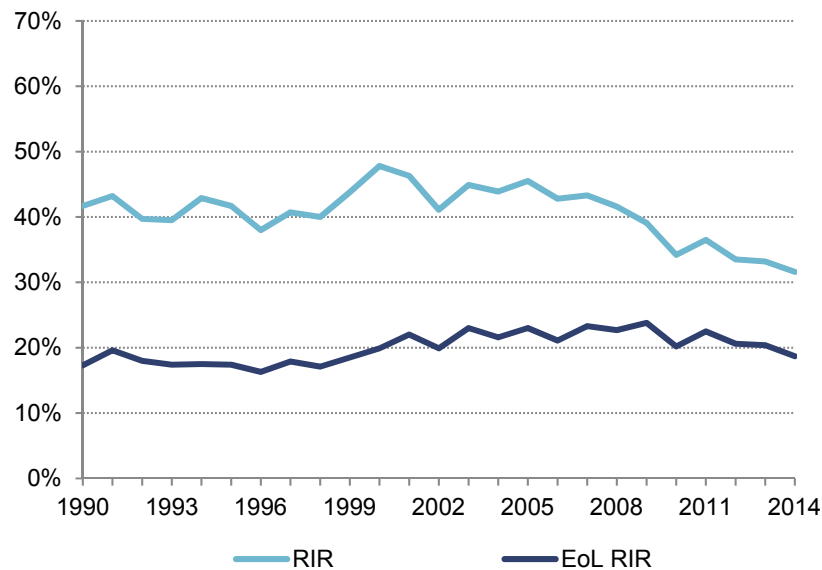


Abbildung 6-25: Produktionsbezogene Recyclingindikatoren für Nordamerika

Interpretation und Diskussion

Der in Abbildung 6-24 gezeigte starke Rückgang an raffiniertem Sekundärkupfer geht zurück auf einen Strukturwandel in der US-Kupferindustrie, infolgedessen Altschrotte nicht mehr in den USA zu Raffinadekupfer recycelt, sondern als Schrottexporte ins Ausland verschifft werden, während raffiniertes Kupfer importiert wird. Zwischen 1994 und 2004 kam es zu einem massiven Abbau von rund der Hälfte aller Sekundärraffinationskapazitäten in den USA (ICSG 2010b, S. 128f.), obwohl die verfügbaren Altschrotte im gleichen Zeitraum kontinuierlich ansteigen, wie Abbildung 6-19 zeigt. Die ICSG weist außerdem darauf hin, dass zeitgleich der Nettoexport von Schrott zunimmt, was in Abbildung 6-15 bestätigt wird. Vom USGS (2010b, S. X22) wird diese Entwicklung auf steigende Umweltkosten bei der Schrottraffination einerseits und auf Senkungen von Produktionskosten für Primärkupfer andererseits zurückgeführt.

Trotz der oben beschriebenen Entwicklung verläuft die vom Simulationsmodell berechnete EoL RIR verhältnismäßig konstant bei ca. 20 %. In Anbetracht ihrer Berechnungsmethodik und den Eigenheiten bei der amerikanischen Schrottraffination ist dieser Wert jedoch kritisch zu sehen. Für die Berechnung der EoL RIR, siehe Kapitel 3.8, wird für die Zusammensetzung der Schrottexporte dasselbe Verhältnis aus Alt- und Neuschrotten angenommen wie durch die OSR angegeben. Aufgrund der fehlenden Raffinationskapazitäten für Altschrott ist dies jedoch unrealistisch. Wahrscheinlicher ist, dass hauptsächlich Altschrott exportiert wird, während Neuschrotte in der Region verbleiben. In diesem Fall ist von einer EoL RIR von deutlich unter 20 % auszugehen. Ein

Indiz hierfür ist auch das nordamerikanische Sankey Diagramm für 2014, in dem der Neuschrott-Fluss exakt dem Direct Melt Schrott entspricht.

Die Recycling Input Rate erscheint in ihrer rückläufigen Tendenz plausibel, da nicht nur der Einsatz von raffiniertem Schrott zurückgegangen ist, sondern auch die direkt wiedereingeschmolzenen Schrotte, siehe Abbildung 6-24. Obwohl sich der Sekundär Materialeinsatz seit Ende der 1990er Jahre halbiert hat, beträgt der Rückgang der RIR von ca. 40 % auf 30 % lediglich ein Viertel. Hintergrund ist die ebenfalls rückläufige Raffinade- und Halbzeugproduktion als Bezugsmenge im Nenner der RIR-Definition.

Ein abnehmender Trend zeigt sich auch in der RIR für die USA, die von der CDA (2013, S. 78) erhoben wird. Diese nimmt in den 2000er Jahren ebenfalls auf rund 30 % ab, steigt in 2009 und 2010 aber wieder auf über 40% an. Hierbei muss jedoch beachtet werden, dass die CDA eine veraltete Definition der RIR verwendet, siehe Kapitel 3.8.1., wodurch die Vergleichbarkeit mit der im Modell berechneten RIR nur eingeschränkt gegeben ist. Gleiches gilt für die vom USGS (2010b, S. X3) publizierte RIR des Jahres 2004, die analog zum CDA Wert für 2014 bei ca. 30 % liegt, während der vom Modell errechnete Wert 44 % beträgt.

6.3 Lateinamerika – Flüsse, Bestände und Recyclingraten

6.3.1 Der Kupferkreislauf Lateinamerikas

Der lateinamerikanische Kupferkreislauf des Jahres 2014 in Abbildung 6-26 ist geprägt von rund 8 Mio. t Primärmaterial-Abbau, das zu über 50 % exportiert wird. Das restliche Primärkupfer wird in der Region zu Kupferkathoden weiterverarbeitet, wobei ca. 2 Mio. t der Kathodenproduktion auf den SXEW-Prozess entfallen. Die Kathoden werden größtenteils exportiert, sodass sich die Kupferausfuhren bis hierhin bereits auf 7,8 Mio. t summieren. Im Vergleich zur Extraktion und Kathodenproduktion sind die restlichen Kupferflüsse des lateinamerikanischen Kreislaufs marginal, so wird lediglich ca. 1 Mio. t Kupferhalbzeug in Lateinamerika erzeugt und zu Endprodukten weiterverarbeitet. Die Außenhandelsbilanzen der Halbzeuge und Endprodukte weisen leichte Importüberschüsse auf, sodass in 2014 knapp 1,4 Mio. t Kupfer dem lateinamerikanischen Bestand zufließen, der knapp 25 Mio. t Kupfer enthält. Noch geringer als die Zuflüsse nehmen sich die Recyclingflüsse aus, so werden von 620 kt Altschrotten nur 150 kt recycelt. Zusammen mit den Neuschrotten ergeben sich knapp 500 kt Schrott, der zum Teil exportiert und ansonsten der Halbzeugproduktion zugeführt wird. Eine elektrolytische Raffination von Kupferschrott findet nur unwesentlich statt.

Die kumulierte Zehnjahresansicht in Abbildung 6-27 zeigt ein ähnliches Bild wie das Sankey-Diagramm für 2014. Der Kreislauf wird dominiert von einer Minenproduktion in Höhe von 74 Mio. t Kupfer, die zur Hälfte direkt exportiert wird. Die andere Hälfte wird zu Kathoden raffiniert um dann größtenteils ausgeführt zu werden. Die Flüsse des übrigen Kreislaufs fallen kaum ins Gewicht.

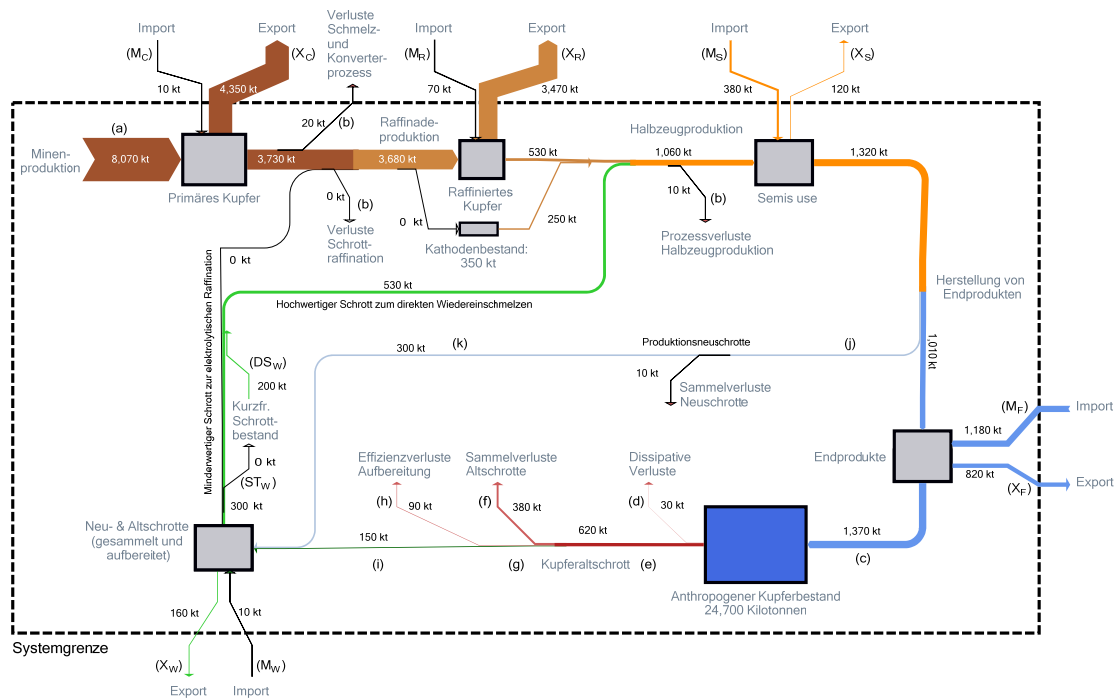


Abbildung 6-26: Kupferflüsse und -bestände des Jahres 2014 in Lateinamerika

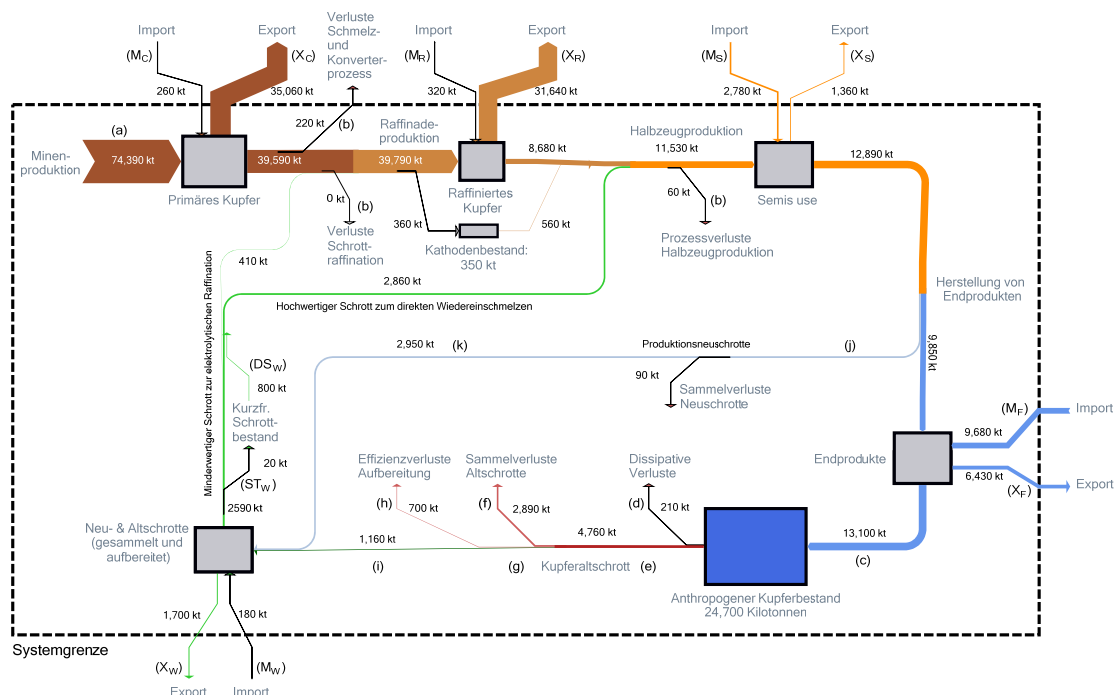


Abbildung 6-27: Kupferflüsse und -bestände im Zeitraum 2005 bis 2014 in Lateinamerika

Interpretation und Diskussion

Der Schwerpunkt der lateinamerikanischen Kupferindustrie liegt eindeutig auf der Extraktion von Primärmaterial und der Herstellung von Kupferkathoden. An dieser Stelle endet bereits die heimische Wertschöpfung, da der weitaus größte Teil des geförderten Kupfers exportiert wird. Dementsprechend gering ausgeprägt ist die weitere Wertschöpfungskette, d.h. die Verarbeitung zu Halbzeug und Herstellung von Endprodukten. Auch die Nutzung kupferhaltiger Endprodukte ist verhältnismäßig gering, so beträgt der anthropogene Kupferbestand der Region lediglich das Dreifache der jährlichen Fördermenge. Da die Sekundärflüsse rund zwei Größenordnungen unterhalb der Primärproduktion liegen, spielt die Recyclingindustrie in Lateinamerika praktisch keine Rolle.

Aktuelle Literaturstudien für Lateinamerika zum Abgleich mit den Modellergebnissen sind nicht verfügbar, für die Region als Ganzes existiert nur der im Rahmen des STAF-Projekts erstellte Kreislauf für das Jahr 1994, der in Tabelle 6-4 mit dem LA-Modell verglichen wird. Dabei sind die Werte für die Minen- und Raffinadeproduktion fast gleich, ebenso die Handelsbilanzen von Halbzeugen und Endprodukten. Ansonsten sind zum Teil erhebliche Unterschiede festzustellen, insbesondere bei der Halbzeugherstellung und dem Bestandszufluss übersteigen die Simulationsergebnisse den entsprechenden Literaturwert um das Doppelte bzw. Dreifache. Der Grund für diese Abweichungen kann nicht abschließend geklärt werden, allerdings liegt die Vermutung nahe, dass sie zumindest zum Teil auf die verschiedenen geographischen Systemgrenzen zurückzuführen sind. Das LA-Modell schließt Mexiko mit ein, während Vexler et al. (2004) Lateinamerika ohne Mexiko definieren. Auch die Unterschiede im Außenhandel sind sehr wahrscheinlich auf die verschiedenen Systemgrenzen zurückzuführen, darüber hinaus kann es auch durch zwischenzeitliche Datenaktualisierungen in den Außenhandelsstatistiken zu Veränderungen gekommen sein.

Aus Gründen der Vollständigkeit enthält Tabelle 6-4 darüber hinaus die Daten des brasilianischen Kupferkreislaufs von Tanimoto et al. (2010), der sich als einziger weiterer Kreislauf auf Lateinamerika bzw. ein lateinamerikanisches Land bezieht. Zwar sind dessen Werte den Modellergebnissen gegenübergestellt, ein direkter Vergleich ist jedoch nicht möglich. Vielmehr zeigt sich hier die Heterogenität der Lateinamerika-Region hinsichtlich der ungleichen Verteilung der Primärkupferförderung, zu der Brasilien als größtes Land Lateinamerikas nur unwesentlich beiträgt.

Tabelle 6-4: Vergleich der Simulationsergebnisse des LA-Modells mit Literaturwerten [Einheit: kt]

Quelle	Vexler et al. (2004)	LA-Modell	Tanimoto et al. (2010)	LA-Modell
Systemgrenze (geographisch & zeitlich)	Lateinamerika ohne Mexiko 1994	Lateinamerika inkl. Mexiko 1994	Brasilien 2005	Lateinamerika inkl. Mexiko 2005
Minenproduktion	2900	2966	177	7090
Raffinadeproduktion*	2060	1926	200	3970
Halbzeugherstellung	276	750	-	1038
Zufluss Kupferbestand	350	670	266	1120
Kupferbestand absolut	-	7370	-	17 160
Abfluss Kupferbestand	160	136	171	260
Recycelter Altschrott	120	28	44	26
Recycelter Neuschrott	49	198	30	233
	Außenhandelsbilanzen			
Primärmaterial	- 600	- 1060	+ 133	- 3125
Reines Kupfer	- 1700	- 1360	+ 82	- 3120
Halbzeuge & Endprodukte	+ 123	+ 129		+ 160
Schrott	- 16	- 37	- 3	- 120

* inkl. Blisterkupfer

6.3.2 Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf

Wie bereits die Kreislaufbetrachtung im vorherigen Kapitel gezeigt hat, stehen Exporte von Primärmaterial und Raffinadekupfer im Mittelpunkt des lateinamerikanischen Außenhandels, der von Abbildung 6-28 im Zeitverlauf dargestellt wird. Die Konzentratexporte steigen kontinuierlich an und erreichen in 2013 und 2014 mit rund 4,3 Mio. t ihren bisherigen Höhepunkt, wohingegen die Ausfuhren von Raffinadekupfer bereits seit dem Jahr 2001 um den Wert von 3 Mio. t schwanken. Ein ebenfalls schwankender Verlauf ist für den Außenhandel auf Endproduktebene zu beobachten. Hier treten sowohl Im- wie auch Exporte auf, wobei sich durch etwas höhere Importwerte in den letzten Jahren eine leicht positive Handelsbilanz ergibt. Im Vergleich zu den übrigen Kreislaufstufen existiert für Halbzeuge und Schrott kein nennenswerter Außenhandel. Die ho-

hen Ausfuhren an Konzentraten und Kathoden prägen daher auch die Gesamtbilanz, deren Exportseite das Zehnfache der Importe beträgt.

Interpretation und Diskussion

Aus globaler Sicht illustriert Abbildung 6-28 die Position Lateinamerikas als Hauptabbaugebiet und bedeutendster Exporteur von Primärkupfer. Die nähere Betrachtung der Außenhandelsflüsse ergibt, dass China (1,5 Mio. t), Europa und Japan (je 700 kt) als Hauptabnehmer von lateinamerikanischem Kupferkonzentrat fungieren (Tercero Espinoza und Soulier 2016). Ein Export nach Nordamerika findet nicht statt. Für Kathoden ergibt sich ein etwas anderes Bild. Mit rund 2 Mio. t Kupferkathoden dominieren wiederum die Ausfuhren nach China, jeweils rund 500 kt werden nach Europa, Nordamerika und in die restliche Welt exportiert.

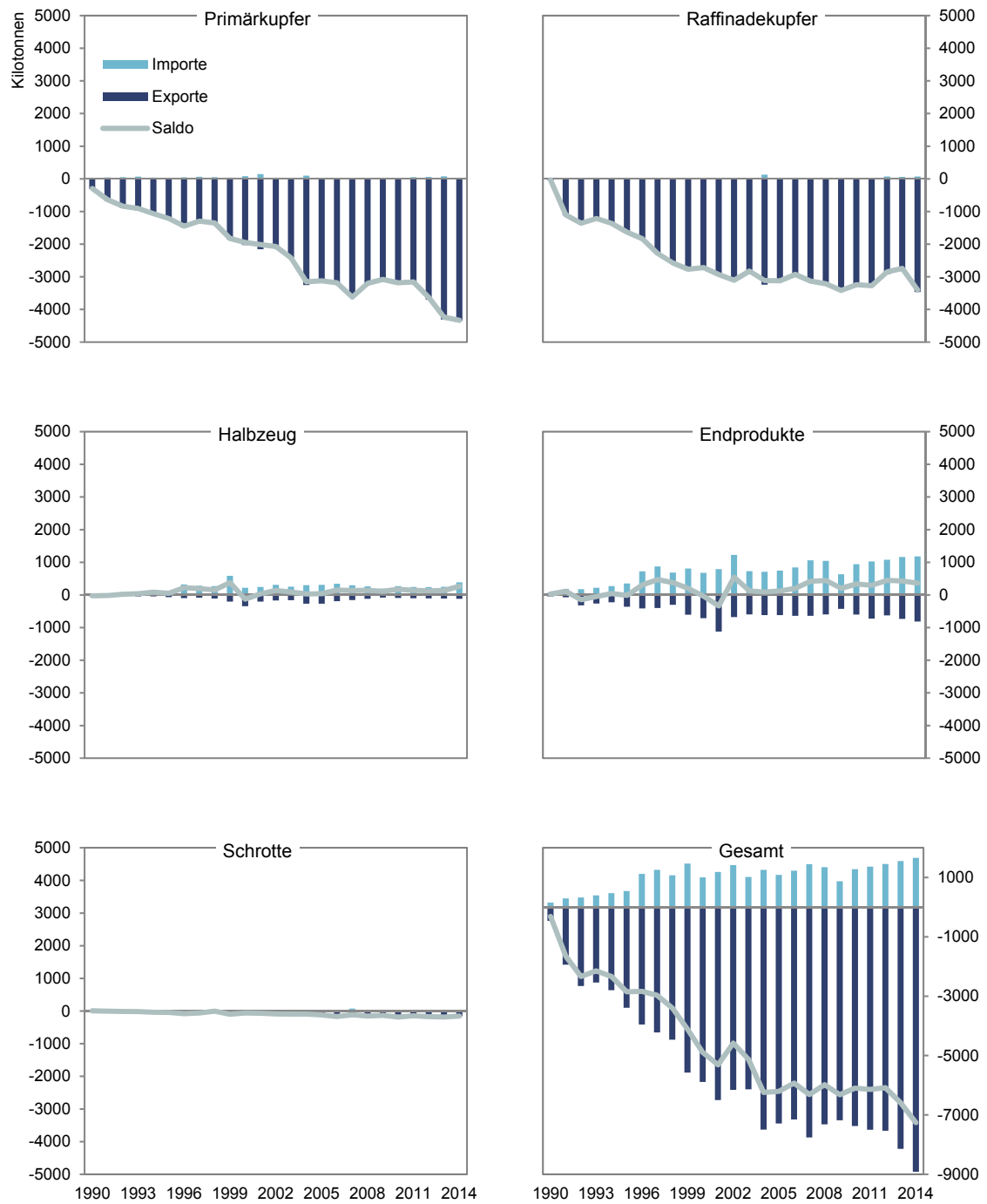


Abbildung 6-28: Übersicht der Außenhandelsflüsse für Lateinamerika im Zeitraum 1990 bis 2014.

6.3.3 Die Entwicklung des lateinamerikanischen Kupferbestands

Der Gesamtbestand an anthropogenem Kupfer hat sich im Betrachtungszeitraum auf 24,7 Mio. t mehr als vervierfacht. Abbildung 6-29 zeigt zu Anfang nur eine leichte Zunahme. Ab 1995 wächst der Bestand schneller, was vor allem auf Konsumgüter zurückzuführen ist. Diese haben sich im Simulationszeitraum auf 5,4 Mio. t verachtfacht, während das Kupfer in Gebäuden in 2014 mit 12,5 Mio. t dem 4,5-fachen des Jahres 1990 entspricht. Darüber hinaus sind 4 Mio. t Kupfer in Infrastrukturanwendungen gebunden, das Wachstum fällt hier mit einer Steigerung um das 2,5-fache seit 1990 allerdings geringer aus. Die Kupferbestände in Transportanwendungen und Industrie fallen kaum ins Gewicht.

Hinsichtlich der passiven Kupferbestände in Lateinamerika sind vor allem Bergbau- und Verhüttungsrückstände relevant, da die berechnete Ablagerung von Kupfer auf MSW-Deponien im Bereich von unter 10 kt pro Jahr liegt. Während der beim Bergbau anfallende Abraum und das darin enthaltene Kupfer nicht vom LA-Modell abgedeckt sind, wird für den Kupfergehalt in Verhüttungsschlacken ein über den Betrachtungszeitraum kumulierter Wert von 540 kt berechnet. Hierbei muss darauf hingewiesen werden, dass dieses Ergebnis auf Basis der in Kapitel 3.1.1 getroffenen Annahmen zustande gekommen ist, aufgrund der Heterogenität der Lateinamerika-Region und fehlender Vergleichsdaten jedoch nicht mit externen Quellen abgeglichen werden.

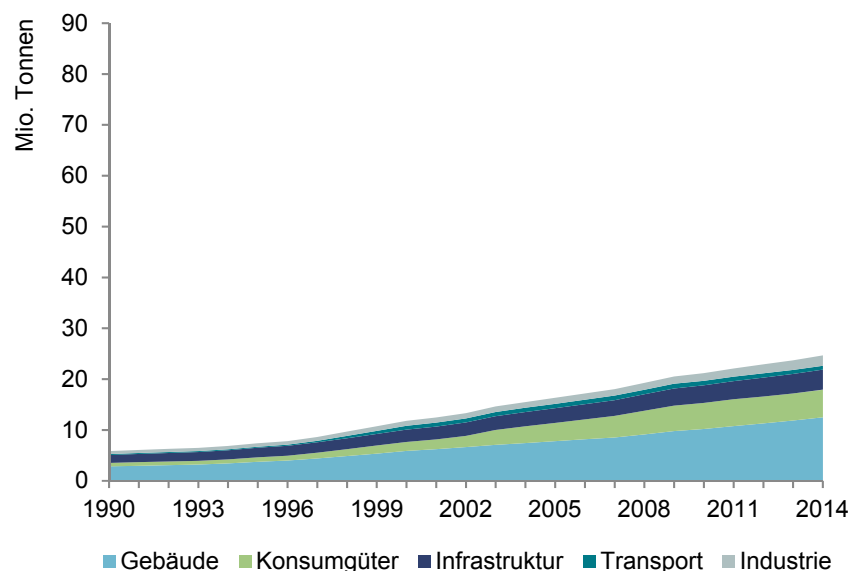


Abbildung 6-29: Anthropogener Kupferbestand Lateinamerikas im Simulationszeitraum unterteilt nach Art der Endprodukte.

Interpretation und Diskussion

Im Gegensatz zum Absolutbestand fällt das Wachstum des Pro-Kopf genutzten Kupfers in Abbildung 6-30 mit einer Verdreifachung von 14 kg auf 42 kg geringer aus. Hintergrund dieser Entwicklung ist eine Bevölkerungszunahme von rund 530 auf 700 Millionen Einwohner im betrachteten Zeitraum. Der Vergleich mit den globalen Durchschnittswerten zeigt, dass in Lateinamerika pro Einwohner immer noch weniger Kupfer im Einsatz ist als im weltweiten Durchschnitt, wenngleich sich der Abstand seit dem Jahr 2000 kontinuierlich verringert hat. Aufgrund des niedrigen Entwicklungsstands weiter Teile Mittel- und Südamerikas ist das Modellergebnis aber als realistisch einzuschätzen. Insbesondere im Bereich Infrastruktur herrscht erheblicher Nachholbedarf, wie der Vergleich von Abbildung 6-29 mit der entsprechenden Darstellung für Nordamerika in Abbildung 6-17 zeigt.

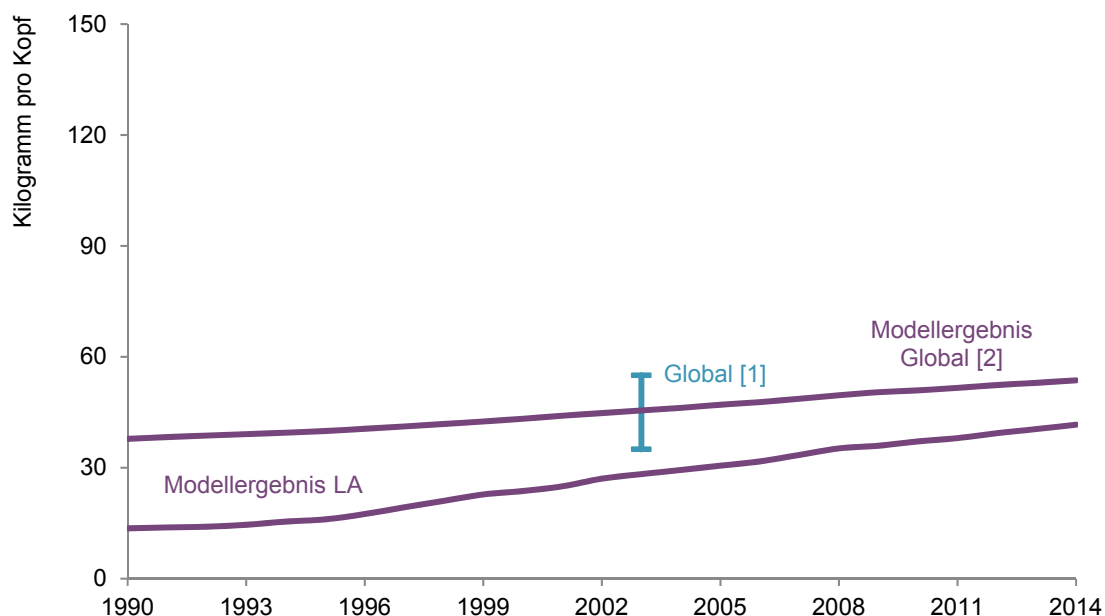


Abbildung 6-30: Pro-Kopf Kupferbestände in Lateinamerika. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten. Quellen:
 [1] UNEP (2010) [2] Glöser et al. (2013)

6.3.4 Schrottaufkommen und Recyclingraten

Als unmittelbare Folge des niedrigen Kupferbestands fallen auch die verfügbaren Altschrotte gering aus, wenngleich sie ab Ende der 2000er Jahre auf rund 600 kt steigen. Rund halb so groß ist die Menge an Neuschrotten. Bei den Recyclingindikatoren aus Abbildung 6-32 zeigt sich für alle Indikatoren ein nahezu konstanter Verlauf bis Mitte der 2000er Jahre die EoL CR auf bis zu 50 % ansteigt. Im Zuge dessen nimmt auch die

EoL RR auf über 30 % zu. Die Overall RER reagiert dagegen kaum auf die höhere EoL-Sammelquote, da der Neuschrott-Fluss einen dämpfenden Effekt hat. Wie der Vergleich von Alt- und Neuschrotten in Abbildung 6-31 bzw. Abbildung 6-33 zeigt ist zwar mehr Altschrott verfügbar, bei den recycelten Mengen dominieren jedoch Neuschrotte. Dies spiegelt sich auch in der niedrigen OSR wider, die erst am Ende des Simulationszeitraums rund 30 % erreicht.

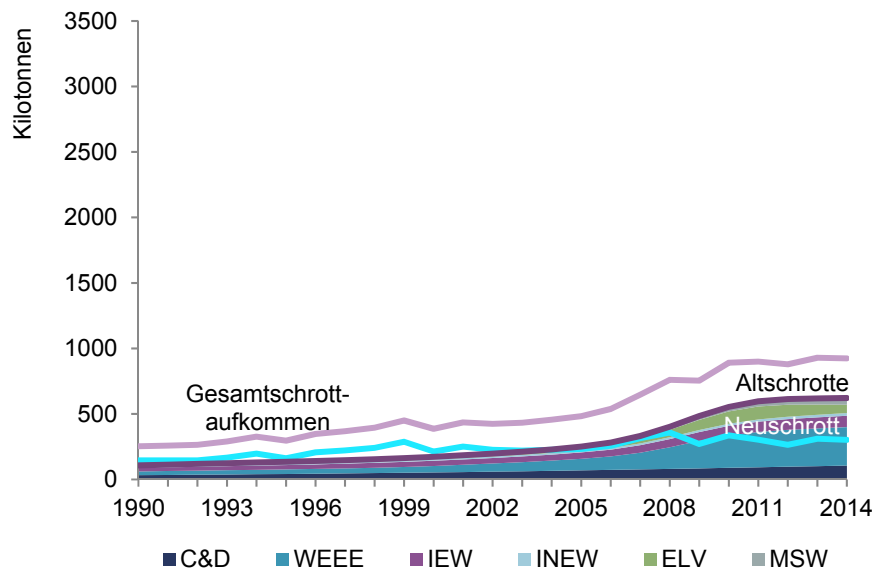


Abbildung 6-31: Kupferschrottauftkommen Lateinamerikas vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten.

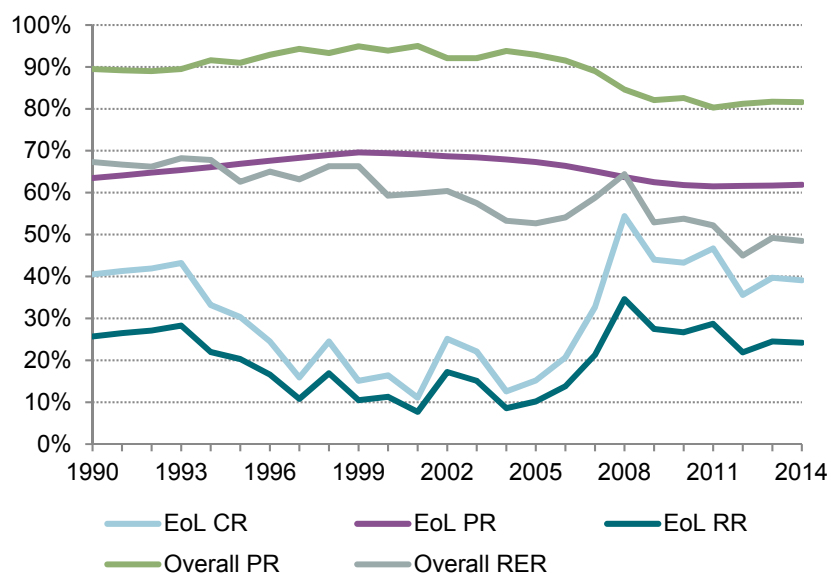


Abbildung 6-32: Effizienzbezogene Recyclingindikatoren für Lateinamerika

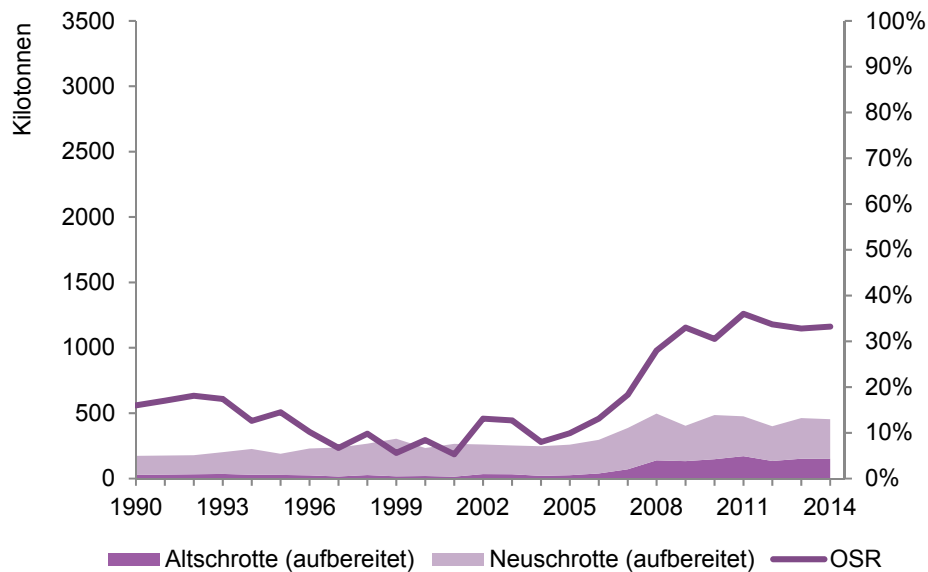


Abbildung 6-33: Links aufgetragen: Aufbereitete lateinamerikanische Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel in [kt]
Rechts aufgetragen: OSR in [%], d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott

Interpretation und Diskussion

Aufgrund der geringen Flüsse an Sekundärmaterial wirken sich schon kleine Mengenänderungen stark auf die Recyclingindikatoren aus. Zusammen mit der schlechten Datenlage für Kupferrecycling in Lateinamerika und den damit verbundenen Unsicherheiten ist die Aussagekraft der Recyclingindikatoren eingeschränkt. Hierbei fällt besonders die fallende EoL CR in den 1990er Jahren auf, die sich nicht plausibel erklären lässt. Dennoch lässt sich als Tendenz feststellen, dass das Altschrottrecycling in Lateinamerika noch wenig entwickelt ist, parallel zum steigenden Altschrottaufkommen in den letzten Jahren aber etwas verbessert wurde.

6.3.5 Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion

Da es sich wie oben beschrieben bei recyceltem Schrott zumeist um Neuschrotte handelt, werden diese in der Regel als Direct Melt in die Kupferproduktion eingebracht. Die elektrolytische Raffination von Schrott spielt praktisch keine Rolle und ist in Abbildung 6-34 kaum auszumachen. Aus diesem Grund liegt auch die EoL RIR in Abbildung 6-35 auf bzw. nur leicht oberhalb der Nulllinie. Etwas darüber verläuft die Kurve der RIR, die gegen Ende des Simulationszeitraums sogar auf bis zu 10 % steigt.

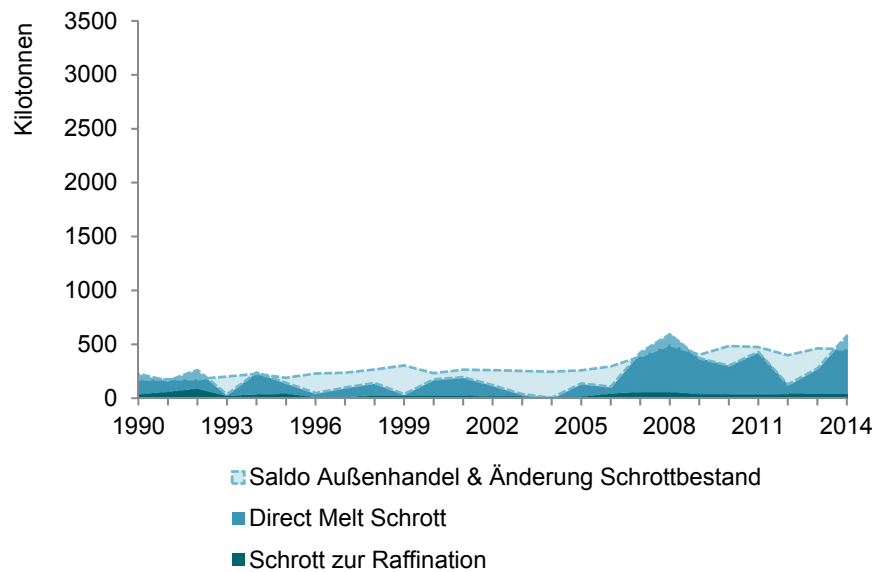


Abbildung 6-34: Schrotteinsatz in der Kupferproduktion Lateinamerikas, unterteilt nach Raffinade- bzw. Direct Melt Schrott. Die Nettoimporte bzw. -exporte beziehen sich sowohl auf Raffinations- als auch auf Direct Melt Schrott.

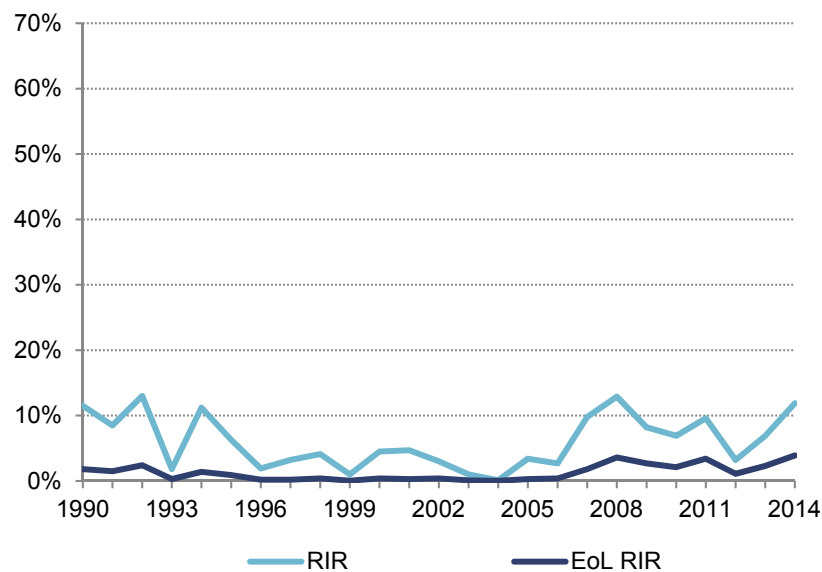


Abbildung 6-35: Produktionsbezogene Recyclingindikatoren für Lateinamerika

Interpretation und Diskussion

Da in Lateinamerika die Kupferindustrie auf den Abbau von Primärmaterial ausgerichtet ist, stellt sich die Frage nach der Sinnhaftigkeit der produktionsbezogenen Recyc-

lingindikatoren. Diese sind vor allem aus Sicht der Materialbeschaffung relevant, indem sie die Primärmaterial-Abhängigkeit der Kupferproduktion messen. In Lateinamerika als Region steht jedoch explizit die Extraktion im Vordergrund, die Frage nach der Abhängigkeit von Primärmaterial stellt sich hier deshalb nicht.

Darüber hinaus gilt für die RIR und EoL RIR hinsichtlich Unsicherheiten dasselbe wie für die anderen Recyclingindikatoren. So lässt sich die Aussage treffen, dass der Sekundärmaterialeinsatz in Lateinamerika zuletzt zugenommen hat, der RIR-Wert von 10 % jedoch trotzdem als grobe Schätzung zu bewerten ist.

6.4 China – Flüsse, Bestände und Recyclingraten²⁶

6.4.1 Der Kupferkreislauf Chinas

Der chinesische Kupferkreislauf ist mengenmäßig zweigeteilt: In den ersten Kreislaufstufen werden große Mengen an Kupfer produziert, weiterverarbeitet und schließlich der Nutzung zugeführt, wohingegen sich die im weiteren Verlauf anfallenden Schrottflüsse klein ausnehmen. Diese Zweiteilung ist im Sankey-Diagramm aus Abbildung 6-36 deutlich zu sehen.

Am Anfang steht eine chinesische Minenproduktion von rund 1,6 Mio. t, jedoch stammt mit rund 3,8 Mio. t. mehr als doppelt so viel aus ausländischen Quellen. Da auf dieser Stufe kein Export von Kupfer stattfindet summiert sich das in China genutzte Primärmaterial somit auf 5,4 Mio. t. Dies ist jedoch nicht ausreichend um die in Statistiken ausgewiesene Raffinadeproduktion in Höhe von 7,65 Mio. t zu decken, weshalb im Modell diese Lücke durch 2,3 Mio. t Sekundärmaterial geschlossen wird. Rund 100 kt an Kathoden fließen 2014 in den entsprechenden Bestand, der ca. 2 Mio. t beträgt. Durch Importe erhöht sich das übrige Raffinadekupfer auf 10,9 Mio. t und wird zusammen mit 730 kt hochwertigen Schrotten zu 11,6 Mio. t Halbzeug weiterverarbeitet, wovon 120 kt als Effizienzverluste den Kreislauf verlassen. Die Handelsbilanz für Halbzeuge fällt kaum ins Gewicht. Im weiteren Verlauf des Kreislaufs entstehen rund 1,3 Mio. t Neuschrotte, die restlichen 10,4 Mio. t Kupfer werden zu Endprodukten verarbeitet und zu rund einem Drittel aus China exportiert. Unter Einbeziehung der Importe werden 7,65 Mio. t Kupfer in China einer Nutzung, d.h. dem rund 75 Mio. t großen anthropogenen Kupferbestand, zugeführt. Ein starkes Missverhältnis zeigt sich bei der Gegenüberstellung von Zu- und Abfluss des Kupferbestands. Das abgehende EoL-Kupfer macht mit rund 1,2 Mio. t lediglich 15 % des Zuflusses aus, wodurch sich ein großes Bestandswachstum ergibt. Nach Sammel- und Aufbereitungsprozessen stehen 630 kt an recyceltem EoL-Kupfer zum Wiedereinsatz in der Kupferproduktion zu Verfügung, für Neuschrotte ergibt sich ein Wert von 1,2 Mio. t. Hinzu kommen 1,4 Mio. t Nettoimporte von Schrott, sodass sich das in China zur Verfügung stehende Sekundärmaterial auf 3,25 Mio. t erhöht. Von diesem Material fließt ein kleiner Teil in den kurzfristigen Schrottbestand, der weitaus größere Rest wird im Verhältnis drei zu eins raffiniert bzw. direkt zu Halbzeug wiedereingeschmolzen.

²⁶ Teile dieses Kapitels sind in der Publikation von Soulier et al. (2018b) veröffentlicht

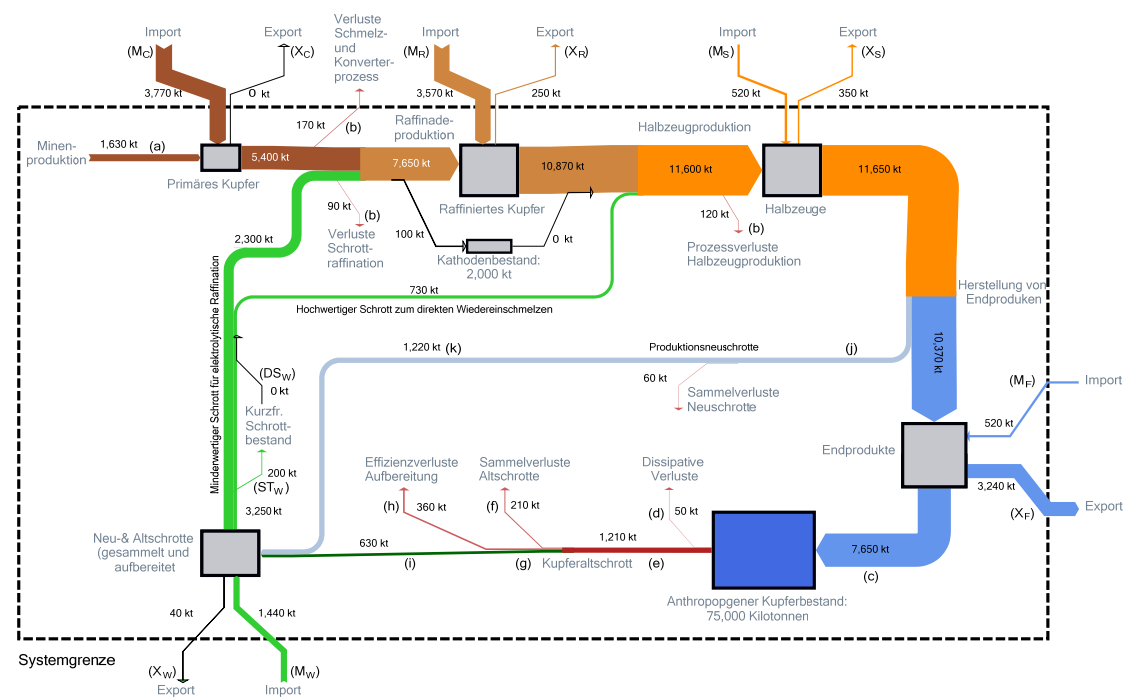


Abbildung 6-36: Chinesische Kupferflüsse und -bestände des Jahres 2014 im Sankey-Diagramm

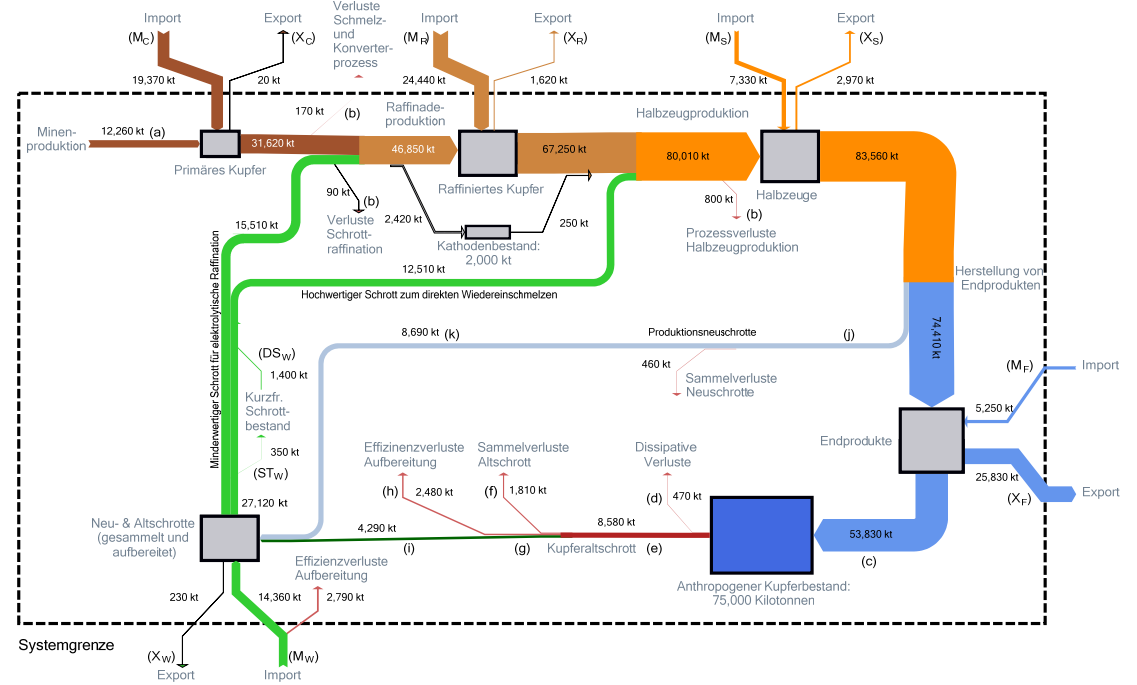


Abbildung 6-37: Kumulierte Kupferflüsse Chinas im Zeitraum 2005 bis 2014

Die Betrachtung des Zehnjahresdiagramms ergibt in weiten Teilen ein ähnliches Bild wie für die Flüsse in 2014. Ein Unterschied ist für importierte Schrotte festzustellen, für die im Modell für die Jahre vor 2010 eine Aufbereitungseffizienz veranschlagt wurde, siehe Kapitel 4.3.2. Desweiteren ist festzustellen, dass das Verhältnis zwischen den Raffinations- und Direct Melt Schrotten im kumulierten Fall ausgeglichener ist als im Jahr 2014. Außerdem ist festzuhalten, dass es sich hinsichtlich des Kathodenbestands im Sankey-Diagramm um gerundete Werte handelt, weshalb es zu einer scheinbaren Inkonsistenz zwischen Zu-, Abfluss und Bestandswert kommt.

Interpretation und Diskussion

Die Gesamtbetrachtung des chinesischen Kupferkreislaufs zeigt hohe Einfuhren von Rohmaterial, wozu neben Primärkupfer und Schrotten auch Raffinadekupfer zählt. Dieses Kupfer wird in China zu Endprodukten weiterverarbeitet, die zum Großteil die Nachfrage des heimischen Markts bedienen. Rund ein Viertel bis ein Drittel der Endprodukte werden exportiert, was in absoluten Zahlen ebenfalls bedeutende Mengen sind. Im Vergleich zur Kupferproduktion und der Nachfrage nach Endprodukten sind die anfallenden und recycelten Mengen an Schrott gering. Vor diesem Hintergrund dürfen die Aussagen von Recyclingindikatoren nicht überbewertet werden, so macht z.B. eine 10 %-ige Änderung der Overall RER in 2014 lediglich einen Unterschied von 250 kt aus, was angesichts der Halbzeugproduktion von 11,6 Mio. t und eines Konsums von 7,65 Mio. t Kupfer vernachlässigbar gering ist.

Eine Besonderheit im chinesischen Kupferkreislauf ist der verhältnismäßig große Bestand an Raffinadekupfer. Zwar gibt es zu dessen Höhe keine offiziell erhobenen Daten, allerdings ist seine Existenz Voraussetzung für eine geschlossene Massenbilanz und ein funktionierendes chinesisches Kupfermodell für China. Das Vorhandensein eines solchen Bestands wird – auch in der vom Modell angegebenen Größenordnung in Höhe von rund 2 Mio. t – durch chinesische Expertenschätzungen bestätigt (Min 2013; Zhang 2017). Durch das Modell können diese Schätzungen jetzt quantitativ unterstützt werden. Als Treiber für den erheblichen Bestandsaufbau von raffiniertem Kupfer werden u.a. Finanzgeschäfte gesehen, bei denen Kupfer als Absicherung für Kredite fungiert und die außer der physischen Lagerung nichts mit dem eigentlichen Kupferkreislauf bzw. dem Kupfermarkt zu tun haben (Kaminska 2011; Wong 2013).

Der Vergleich der Modellergebnisse mit Angaben aus der Literatur in Tabelle 6-5 ergibt für die Kupferproduktion ein verhältnismäßig konsistentes Bild. Lediglich bei der Raffinadeproduktion 1994 kommt es zu einer Abweichung von ca. 30 %. Der Grund hierfür erschließt sich nicht, möglicherweise wurden Produktionsstatistiken zwischenzeitlich überarbeitet, wobei Datenänderungen durchaus häufig vorkommen. Die Nettoimporte

von Primärmaterial (Konzentrate) und Metall (Blister- und Raffinadekupfer) entsprechen ebenfalls fast exakt den Literaturwerten. Eine Ausnahme bildet die Studie von Wang et al. (2008) für 2004, in der die Konzentratimporte rund 2 Mio. t über dem Modellwert liegen. Diese Differenz kommt höchstwahrscheinlich zustande, da Wang et al. nicht den Kupfergehalt der importierten Konzentrate berechnen, sondern deren Bruttogewicht ansetzen. Werden die angegebenen 2,9 Mio. t Nettoimporte mit geschätzten 30 % Kupfergehalt multipliziert so ergeben sich fast genau die vom CN-Modell verwendeten 843 kt.

Durch die Massenbilanz setzt sich der Fehler im Kreislauf von Wang et al. (2008) fort und wirkt sich auf die Halbzeugherstellung und den Zufluss zum Kupferbestand aus, die jeweils einen zu hohen Wert aufweisen. Dagegen sind Modell- und Literaturwert für die Halbzeugproduktion 2010 stimmig. In Darstellungen von Graedel et al. (2004), Guo und Song (2008) bzw. Yue et al. (2009) sind Halbzeuge nicht separat aufgeführt.

Größere Unterschiede ergeben sich für den Konsum kupferhaltiger Endprodukte. Der in der Literatur ausgewiesene Zufluss zum chinesischen Kupferbestand ist lediglich 1994 auf ähnlichem Niveau wie im Simulationsmodell, in den Jahren 2004, 2005 und 2010 liegen die Literaturwerte deutlich über dem jeweiligen Modellwert. Verantwortlich hierfür sind die Exporte auf Endprodukteebene, die in den Literaturstudien entweder nicht vorhanden, oder sehr niedrig sind. Die Autoren gehen davon aus, dass alle in China gefertigten kupferhaltigen Endprodukte auf dem heimischen Markt verkauft werden. Dies entspricht offensichtlich nicht der Realität, sodass die Literaturstudien in diesem Punkt fehlerhaft sind.

Da in keiner der untersuchten Studien eine Berechnung des absoluten anthropogenen Kupferbestands erfolgt, können auch die Abflüsse aus diesem Bestand nicht systematisch berechnet werden. Demensprechend müssen von den Autoren für die Gesamtmenge des theoretisch verfügbaren EoL-Schrotts Annahmen getroffen werden, welche im Vergleich zu den berechneten Werten des CN-Modells meist niedriger ausfallen. Hinsichtlich der recycelten Neuschrotte zeigen sich zwar Unterschiede zwischen Modellwert und Literaturangaben, in absoluten Werten sind die Abweichungen von bis zu 200 kt aber nicht allzu groß. Dies gilt ebenso für die recycelten Altschrotte aus heimischen Quellen, die lediglich von Yue et al. (2009) explizit angegeben werden. Für die übrigen Studien können die recycelten Altschrotte aber durch Rückrechnung über die Schrotthandelsbilanz ermittelt werden. Dabei gehen Guo und Song (2008) von verhältnismäßig viel Altschrott aus, da hiermit der niedrige Neuschrottwert kompensiert werden muss.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass das CN-Modell in gut dokumentierten Lebenszyklusphasen im Wesentlichen mit den Literaturstudien übereinstimmt. Der Vorteil des Simulationsmodells zeigt sich in Bereichen des Kreislaufs, für die keine statistischen Daten erhoben werden, was im Falle Chinas neben dem anthropogenen Bestand insbesondere auf den Außenhandel und Konsum von Endprodukten, sowie auf das anfallende EoL-Kupfer zutrifft. Hierzu liefert das Modell nachvollziehbar berechnete Werte, während in den Literaturstudien oftmals Schätzungen vorgenommen werden, die sich bei näherer Betrachtung als unplausibel herausstellen und zu verzerrten Kupferflüssen führen.

Tabelle 6-5: Vergleich der Simulationsergebnisse des chinesischen Kupferkreislaufs mit Literaturwerten [Einheit: kt]

Quelle	Graedel et al. (2004)	CN-Modell	Guo und Song (2008)	Wang et al. (2008)	CN-Modell	Yue et al. (2009)	CN-Modell	Zhang et al. (2014b)	CN-Modell
Systemgrenze (zeitlich)	1994		2004			2005		2010	
Minenproduktion	510	396	847	844	752	883	777	1261	1200
Raffinadeproduktion	1060	736	2200	-	2200	2600	2600	4572	4541
Halbzeugherstellung	-	1250	-	5910	4191	-	4472	8334	8441
Zufluss Kupferbestand	1150	1319	4412	5964	3280	4861	3176	7916	5674
Kupferbestand absolut	-	11 286	-	-	30 251	-	32 858	-	51 933
Abfluss Kupferbestand	150	248	703	514	525	-	577	711	929
Recycler Altscrott	280*	101	1736* (549)**	1160* (173)**	220	180	223	1764* (455)**	551
Recycler Neuschrott	184	315	330	631	509	300	527	980	928
Außenhandelsbilanzen									
Primärmaterial	+ 306	+ 191	+ 721	+ 2867	+ 843	+ 1010	+ 1093	+ 1813	+ 1672
Kupfer (Metall)	+ 148	+ 83	+ 1242	+ 1189	+ 1170	+ 1250	+ 1159	+ 2922	+ 2959

Quelle	Graedel et al. (2004)	CN- Modell	Guo und Song (2008)	Wang et al. (2008)	CN- Modell	Yue et al. (2009)	CN- Modell	Zhang et al. (2014b)	CN- Modell
Systemgrenze (zeitlich)	1994		2004			2005		2010	
Halbzeuge & Endprodukte	+ 350	+ 417	+ 628	+ 686	- 325	+ 510	- 689	~+ 420	- 1693
Schrott	+ 290	+ 321	+ 1187	+ 987	+ 1360	+ 1205	+ 1630	+ 1309	+ 1623

* Recycler Altscrott nach Handel

** Recycler Altscrott = Recycler Altscrott nach Handel – Schrotthandelsbilanz

6.4.2 Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf

Noch eindeutiger als die obigen Sankey-Diagramme zeigen die Ergebnisse der Außenhandelsanalyse in Abbildung 6-38 die große Bedeutung der chinesischen Einfuhren von primärem Kupfer, insbesondere die im Zeitverlauf exponentielle Steigerung ist auffällig. Ganz ähnlich verhält es sich im Fall von Raffinadekupfer, das ein ebenso steiles Wachstum aufweist, allerdings in Form einer sprunghafteren Entwicklung.

Im Vergleich zu Primär- und Raffinadekupfer nimmt sich der Außenhandel von Halbzeugen weniger bedeutend aus, ein starkes anhaltendes Wachstum ist nicht erkennbar. Jedoch fällt auf, dass ab dem Jahr 2004 die Halbzeugexporte ansteigen und gleichzeitig die Importe von 1000 kt auf ca. 500 kt zurückgehen, was dazu führt, dass sich die Handelsbilanz dem Gleichgewicht annähert.

In eine ähnliche Größenordnung wie Primär- und Raffinadekupfer fällt der Außenhandel Chinas mit kupferhaltigen Endprodukten, allerdings mit umgekehrtem Vorzeichen. Das starke Wachstum der Exporte wird nur unterbrochen durch einen kurzzeitigen Einbruch im Krisenjahr 2009. Dieser ist auch im Verlauf der Importe zu erkennen, die ansonsten im Bereich um 550 kt liegen.

Die Handelsbilanz von Kupferschrott ist geprägt von Importen, Schrottexporte in andere Länder finden nicht statt. Bereits seit den 1990er Jahren steigt der Import von Schrotten nach China stetig an und erreichte im Jahr 2001 mit 850 kt einen ersten Höhepunkt. Nach einem kurzen Rückgang im Jahr 2002 kam es zu einer starken Ausweitung der Schrottimporte auf über 2 Mio. t Kupfergehalt in 2007 und 2008, bevor in 2009 ein Einbruch auf 1,5 Mio. t folgte. Anschließend trat eine leichte Erholung der Importflüsse auf rund 1,6 Mio. t ein, bevor es in 2014 zu einem erneuten Rückgang auf rund 1,4 Mio. t kam.

Interpretation und Diskussion

Auch im Fall Chinas zeigen die Außenhandelsflüsse die Position im globalen Kupferkreislauf als bedeutendster Produzent von Endprodukten an. Charakteristisch sind die hohen Einfuhren von Rohmaterial, sowohl in Form von Primärkupfer und Kupferkathoden aber auch als Sekundärmaterial. Dieses Kupfer wird weiterverarbeitet und ein Teil davon schließlich wieder als Bestandteil von Endprodukten exportiert. Somit deckt China einen großen Teil der Wertschöpfungskette von Kupfer ab und kann als Gegenpart zur Konsumentenposition Nordamerikas interpretiert werden.

Im Kapitel 6.2.2 zum nordamerikanischen Außenhandel wurde bereits zum Teil die Herkunft und Transport der nach China eingeführten ausländischen Kupferschrotte thematisiert. Jedoch werden nicht nur aus Nordamerika Kupferschrotte nach China exportiert, legale und illegale bzw. falsch deklarierte Exporte aus Europa und Japan sind ebenfalls bekannt, siehe Kapitel 4.3. So deuten auf inoffizielle Exporte z.B. die regional unterschiedlichen kurzfristigen Schrottbestände hin. Beim Vergleich der kumulierten Sankey-Diagramme von Europa und China fallen die unausgeglichene Zu- und Abflüsse des kurzfristigen Schrottbestands auf. Während in der EU 28 im Zeitraum zwischen 2005 und 2014 rund 800 kt mehr in den Schrottbestand zu- als abfließen beträgt in China der Nettozufluss gleichzeitig 1000 kt. Dies wirft die Frage auf, ob und inwieweit diese ungefähr gleich großen Flüsse über nicht erfasste Handelsflüsse in Abhängigkeit zueinander stehen.

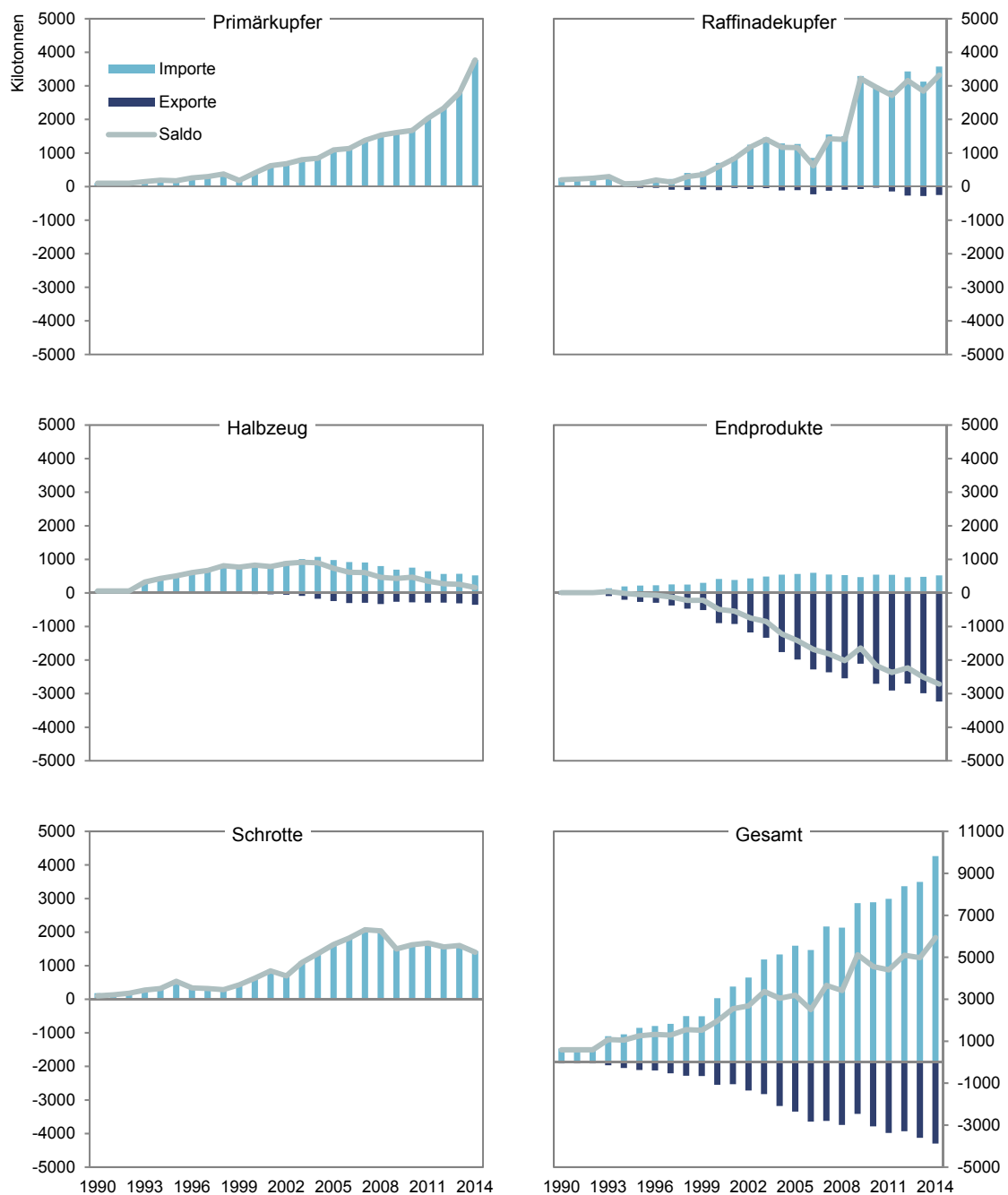


Abbildung 6-38: Übersicht der Kupfer-Außenhandelsflüsse Chinas im Zeitraum 1990 bis 2014.

6.4.3 Die Entwicklung des chinesischen Kupferbestands

Der anthropogene Kupferbestand Chinas folgt im Simulationszeitraum dem in Abbildung 6-39 dargestellten exponentiellen Verlauf, der auch im Einzelnen für jede Endproduktart festzustellen ist.

Am meisten Kupfer wird in China für Gebäudeanwendungen genutzt, auf die im Jahr 2014 rund 22,3 Mio. t entfallen. Dies entspricht in etwa dem 7-fachen Wert des Jahres 1990, was verglichen mit den übrigen Endproduktarten ein verhältnismäßig moderates Wachstum ist. So hat sich die Menge des in der chinesischen Infrastruktur eingesetzten Kupfers von 1,4 Mio. t auf 18,5 Mio. t verdreizehnfacht. In Industrie- und Transportanwendungen belaufen sich die Kupferbestände 2014 auf 10,4 Mio. t bzw. 9,1 Mio. t, was dem 11,5-fachen der jeweiligen Werte des Jahres 1990 entspricht. Das Kupfer in Konsumgütern hat sich im betrachteten Zeitraum mehr als verachtfacht und war 2014 mit 14,8 Mio. t nach Gebäuden und Infrastruktur der drittgrößte Bereich.

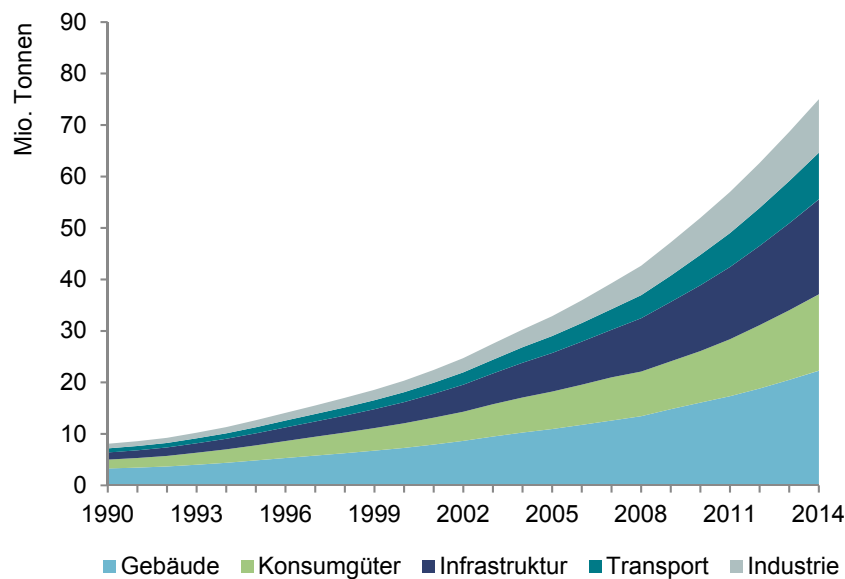


Abbildung 6-39: Anthropogener Kupferbestand Chinas im Simulationszeitraum unterteilt nach Art der Endprodukte.

Hinsichtlich des passiven Kupferbestands kann mithilfe des CN-Modells eine erste Abschätzung für Kupfer auf MSW-Deponien getroffen werden. Demnach wurden, basierend auf der verwendeten MSW-Aufbereitungseffizienz von 20 % aus Kapitel 3.6.2.2, im Simulationszeitraum rund 360 kt Kupfer als Teil des MSW auf Deponien verbracht. Für Kupfer in Verhüttungsrückständen liefert die Simulation einen Wert von rund 400 kt im Betrachtungszeitraum, der allerdings nicht verifizierbar ist. Für andere Deponiearten sowie für Kupfer in Bergbaurückständen können aufgrund fehlender Daten keine

Schlussfolgerungen gezogen werden. Gleiches gilt für das in ausgedienten Endprodukten gebundene Kupfer, das mit einer berechneten Menge von rund 35 kt allerdings auch kaum eine Rolle spielt.

Interpretation und Diskussion

Obwohl die Bevölkerung Chinas von 1,14 Milliarden Einwohnern im Jahr 1990 auf 1,36 Milliarden in 2014 angewachsen ist (World Bank 2017), zeigt auch der Pro-Kopf-Bestand von Kupfer einen exponentiellen Verlauf, siehe Abbildung 6-40. Ausgehend von rund 7 kg Anfang der 1990er Jahre verdoppelt er sich bis zum Jahr 2000 auf rund 16 kg. In den folgenden acht Jahren kommt es zu einer erneuten Verdopplung auf 32 kg und im Jahr 2014 sind schließlich 55 kg Kupfer pro Einwohner in Gebrauch. Dieser Wert entspricht dem globalen Durchschnittswert, der bereits in 2015 von China deutlich übertroffen werden dürfte. Diese Entwicklung ist in Anbetracht des chinesischen Wirtschaftswachstums und der Verdopplung der Urbanisierungsrate auf über 50 % seit 1990 als durchaus realistisch einzuschätzen.

Beim Vergleich mit Schätzungen aus der Literatur zeigt sich eine bemerkenswerte Ähnlichkeit der Ergebnisse. So kommt die Untersuchung von Terakado et al. (2009) in absoluten Zahlen zwar auf etwas niedrigere Werte als das Simulationsergebnis, die Steigerungsraten bis zum Jahr 2005 sind aber identisch. Im weiteren Verlauf liegt die Modellkurve mit 46 kg leicht über dem von Zhang et al. (2015b) für das Jahr 2012 angegebenen Wertebereich, der sich zwischen 36 kg und 44 kg Kupfer pro Einwohner befindet. Angesichts einer jährlichen Steigerungsrate im Modell von rund 4 kg pro Einwohner (Bestand 2013: 42 kg Kupfer pro Einwohner), beträgt der zeitliche Abstand zwischen dem oberen Ende des Wertebereichs und dem Modellwert jedoch lediglich rund ein halbes Jahr. Ebenfalls passend fügen sich die Kupferbestände von Shanghai und Nanjing ein, die als Städte mit ausgebauter Infrastruktur erwartungsgemäß einen etwas höheren Kupferbestand pro Einwohner aufweisen als im nationalen Durchschnitt.

Die Abschätzung des passiven Kupferbestands auf chinesischen MSW-Deponien lässt sich ansatzweise mit externen Daten abgleichen. Schätzungen der Weltbank zufolge beträgt das jährliche MSW-Aufkommen (Stand: 2012) in China rund 190 Mio. t (World Bank 2012, S. 80). Die Müllverbrennung spielt nur eine untergeordnete Rolle, der weitest- aus größte Teil des MSW wird deponiert. Untersuchungen von Long et al. (2011) zufolge ist auf chinesischen Deponien von einem Kupfergehalt zwischen 100 kg und 200 kg Kupfer pro Tonne MSW auszugehen. Die Multiplikation von MSW-Aufkommen und Kupfergehalt ergibt eine jährliche, im deponierten MSW enthaltene, Menge an Kupfer zwischen 20 kt und 40 kt. Mit 34 kt fällt auch der vom Modell für das Jahr 2012

simulierte Wert in diesen Bereich. Dieses Ergebnis legt den Schluss nahe, dass auch die im Simulationszeitraum kumulierte Menge von 360 kt Kupfer in einem sinnvollen Wertebereich liegt. In Anbetracht der Heterogenität der chinesischen Abfallbehandlung aus formellem und informellem System und des fließenden Übergangs zwischen den Schrottarten, siehe Kapitel 3.6.2.2, sollte dieses Ergebnis dennoch mit Vorsicht bewertet werden.

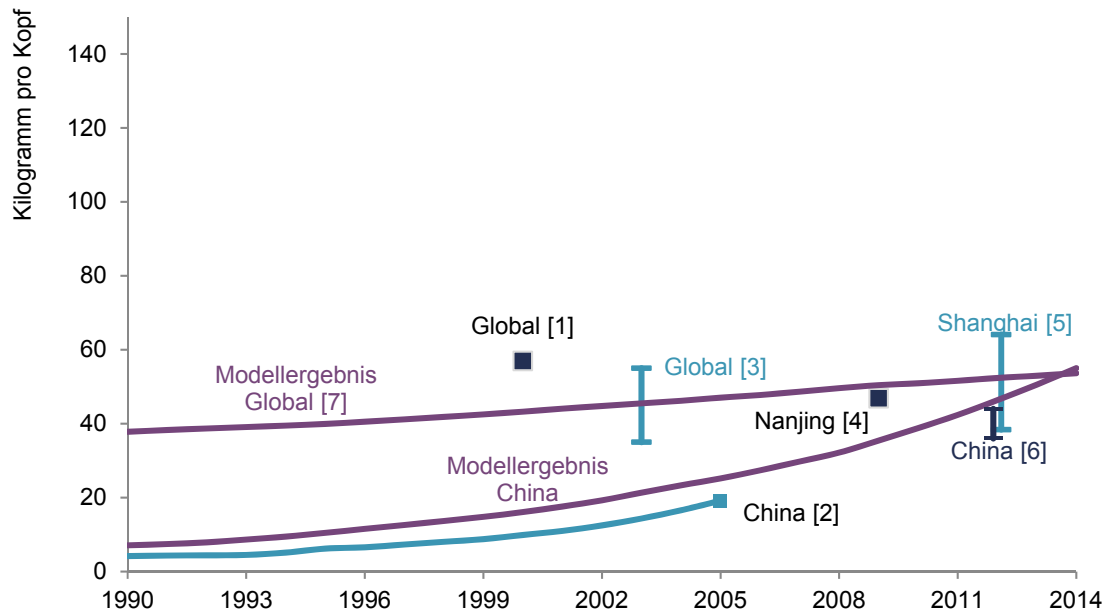


Abbildung 6-40: Pro-Kopf Kupferbestände in China. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten. Quellen:

- | | |
|--------------------------|----------------------------|
| [1] Gerst (2009) | [2] Terakado et al. (2009) |
| [3] UNEP (2010) | [4] Zhang et al. (2012) |
| [5] Zhang et al. (2014a) | [6] Zhang et al. (2015b) |
| [7] Glöser et al. (2013) | |

6.4.4 Schrottaufkommen und Recyclingraten

Das vom Modell simulierte chinesische Schrottaufkommen wächst im Zeitverlauf kontinuierlich an, was in Anbetracht des stark gestiegenen Kupferbestands folgerichtig ist. In den 1990er Jahren kommt es zu einer Verdopplung des Schrottaufkommens von rund 350 kt auf 700 kt, das sich bis 2014 nochmals auf 2,5 Mio. t mehr als verdreifacht. Dabei fällt auf, dass sich das Gesamtschrottaufkommen ab 2002 in etwa zu gleichen Teilen aus Alt- und Neuschrotten zusammensetzt und dieses Verhältnis auch in der Phase des starken Wachstums der Folgejahre bestehen bleibt.

Bei näherer Betrachtung des Altschrotts ergibt sich eine hervorgehobene Rolle für WEEE, das mit 400 kt in 2014 rund ein Drittel des Altschrottaufkommens ausmacht. Auf industrielle E-Schrotte entfallen 260 kt, für C&D und ELV werden vom Modell Werte von jeweils rund 200 kt berechnet.

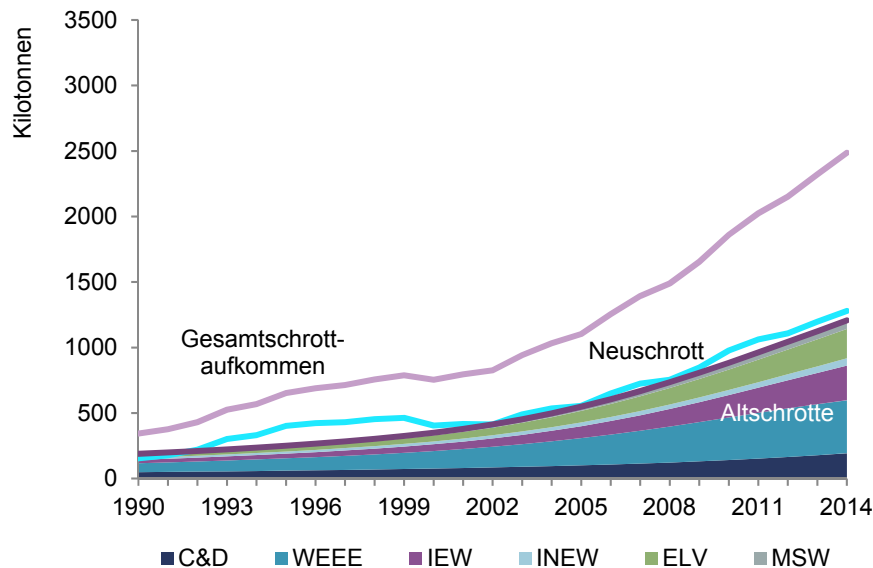


Abbildung 6-41: Kupferschrottaufkommen in China vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten.

Die Recyclingeffizienz der anfallenden Schrotte zeigt Abbildung 6-42. Die EoL PR liegt konstant bei etwa 64 %, die EoL CR beträgt anfangs meist zwischen 50 % und 60 % und steigt ab 2004 deutlich an. Im Jahr 2011 erreicht sie mit 91 % ihren Höhepunkt, nimmt anschließend aber wieder auf 82 % im Jahr 2014 ab. Die EoL RR verläuft bis Anfang der 2000er Jahre zwischen 30 % und 40 %, gefolgt von einem schrittweisen Anstieg auf ein Niveau von rund 55 % in den Jahren 2011 bis 2014. Die Berücksichtigung von Neuschrotten ergibt eine Overall PR bis zu 87 %, die sich aber mit zunehmendem Altschrottaufkommen der Marke von 80 % annähert. Die Overall RER liegt Mitte der 1990er Jahre bei bis zu 75 %, bevor sie zwischen 2000 und 2003 kurzzeitig auf rund 65 % absinkt. Bedingt durch die steigende EoL CR nimmt auch die Overall RER auf bis zu 77 % im Jahr 2011 zu, in 2014 beläuft sie sich auf 74 %.

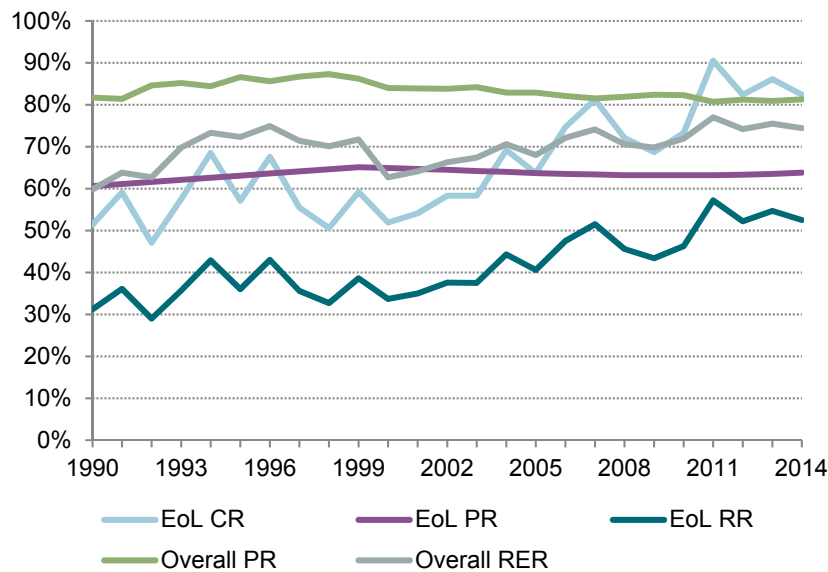


Abbildung 6-42: Effizienzbezogene Recyclingindikatoren für China

Die oben beschriebene Ausgeglichenheit bei den anfallenden Alt- und Neuschrotten spiegelt sich nicht in den aufbereiteten heimischen Schrotten wider, die in Abbildung 6-43 aufgetragen sind. Werden nur die Schrotte aus heimischen Quellen betrachtet, bilden Neuschrotte den größten Anteil, insbesondere in der ersten Hälfte des Betrachtungszeitraums. In den 2000er Jahren steigt die Menge des aufbereiteten heimischen Altschrotts zwar an und erreicht 2014 einen Wert von 630 kt, die Neuschrotte sind mit 1200 kt jedoch doppelt so groß. Dementsprechend niedrig liegt die OSR, die in den 1990er Jahren im Schnitt 23 % beträgt und danach auf bis zu 35 % moderat ansteigt.

Als großer Nettoimporteur von Schrott stellt China einen Sonderfall dar, da nicht nur heimische sondern auch eingeführte Schrotte aufbereitet werden müssen, weshalb Abbildung 6-43 entsprechend ergänzt wurde. Dabei zeigt sich die Bedeutung der Schrottimporte für die Versorgung Chinas mit Sekundärmaterial. Nahezu die Hälfte des aufbereiteten Schrotts stammt aus nicht-heimischen Quellen. Dementsprechend liegt auch hier der Schwachpunkt der bisher genutzten OSR-Definition, die sich nur auf Alt- bzw. Neuschrotten aus heimischen Quellen bezieht, importiertes Material aber nicht berücksichtigt. Mit der Annahme, dass die Schrottimporte gänzlich aus Altschrotten bestehen, kann jedoch eine Obergrenze für die tatsächliche chinesische OSR abgeschätzt werden. Diese ist ebenfalls in Abbildung 6-43 eingezeichnet und liegt im Schnitt doppelt so hoch wie die ursprüngliche OSR.

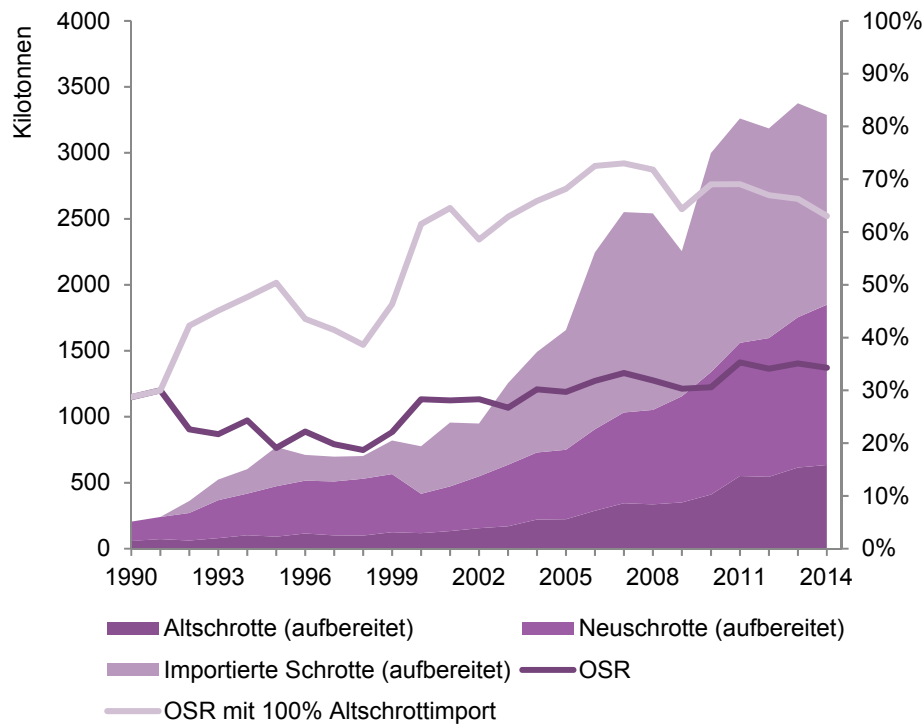


Abbildung 6-43: Links aufgetragen: Aufbereitete Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel.
Rechts aufgetragen: OSR, d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott.

Interpretation und Diskussion

Statistiken zum chinesischen Neuschrottaufkommen sind nicht verfügbar, wie in Kapitel 6.4.1 beschrieben kommen andere Studien aber auf ähnliche Werte wie vom Modell berechnet. Dementsprechend ist davon auszugehen, dass sich auch die Annahmen in Bezug auf die Endprodukt-Fabrikationseffizienzen in einem sinnvollen Bereich bewegen. Für Kupferaltschrotte aus heimischen Quellen gibt es ebenfalls keine offiziellen Daten, lediglich die in Kapitel 6.4.1 aufgeführten Schätzungen verschiedener Autoren, die jedoch allesamt kritisch zu sehen sind. Eine Plausibilitätsprüfung des Altschrottaufkommens lässt sich trotzdem durchführen, da der anfallende Altschrott unmittelbar von der Höhe des Kupferbestands abhängt. Wie im vorigen Kapitel gezeigt, liegt dieser in einem sinnvollen Wertebereich. Insofern kann davon ausgegangen werden, dass auch die sich daraus ergebenden Altschrotte glaubwürdig sind.

Die Einordnung der berechneten Recyclingindikatoren für chinesischen Kupferschrott muss auf Ebene der Schrottarten erfolgen, da in chinesischen Literaturquellen keine

Angaben für Kupfer insgesamt zu finden sind. Die simulierten Verläufe der EoL CR und EoL RR nach Schrottart sind in den Abbildungen A.4-13 und A.4-14 dargestellt.

Die Recyclingeffizienz im chinesischen Bausektor ist für Kupfer generell hoch, auch kleine Mengen Kupfer werden gesammelt und recycelt (Zhao und Rotter 2008). Von Tam und Tam (2006) wird für Hong Kong eine Recovery Rate (vergleichbar mit der EoL RR) von 89 % angegeben. Die Modellergebnisse sind im Vergleich niedriger, in den letzten Jahren des Simulationszeitraums bewegt sich EoL RR für C&D im Modell bei ca. 80 %. Aufgrund des unterschiedlichen Entwicklungsstandes zwischen Hong Kong und dem Rest Chinas ist dies jedoch zu erwarten. Die chinesische EoL CR von MSW steigt Zhang et al. (2010) zufolge zwischen 2003 und 2007 von 51 auf 62 % an. Fast gleich entwickelt sich die vom Modell berechnete EoL CR, die sich von 48 auf 67 % erhöht und in den Folgejahren zwischen 60 und 70 % schwankt. Für Altfahrzeuge werden in der chinesischen Fachliteratur im Zeitraum 2005 bis 2007 Recyclingraten zwischen 38 und 48 % angegeben (Cai 2009). Auch hier liefert das Kupfermodell mit einer EoL RR für ELVs von 35 bis 45 % fast deckungsgleiche Ergebnisse. Im Vergleich zu den verhältnismäßig umfangreich beschriebenen technischen Effizienzen bei der Aufbereitung von WEEE finden sich zu Sammelquoten kaum Angaben. Lediglich Lu und Wang (2012) schätzen die Sammelquote für Computer und Haushaltsgeräte im Jahr 2012 auf über 80 %. Der entsprechende Modellwert aus Abbildung A.4-13 liegt mit 78 % nur knapp darunter. Vergleichswerte aus der Literatur für die Sammel- oder Recyclingeffizienzen von IEW und INEW finden sich nicht.

Die vom Modell berechneten Sammel- und Recyclingeffizienzen der Schrottarten C&D, MSW, WEEE und ELV fügen sich stimmig in die Effizienzangaben chinesischer Fachpublikationen ein. Da sich EoL CR bzw. EoL RR des Gesamtflusses aus den jeweiligen schrottartspezifischen Werten zusammensetzen, kann davon ausgegangen werden, dass die in Abbildung 6-42 gezeigten Verläufe in einem realistischen Wertebereich liegen.

6.4.5 Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion

Einen stark wachsenden Bedarf an Sekundärmaterial in China zeigt Abbildung 6-44. Bis Anfang der 2000er Jahre liegt die Menge des in die Produktion eingebrachten Schrotts bei unter 1 Mio. t, danach folgt ein rasanter Anstieg auf 1,5 Mio. t im Jahr 2004, 2,5 Mio. t in 2007 und 3,7 Mio. t in 2013.

Das Sekundärkupfer in China wird hauptsächlich raffiniert, in den letzten fünf Jahren des Simulationszeitraums entfallen ca. zwei Drittel des Sekundärmaterials auf diesen Prozessweg, obwohl direkt wiedereingeschmolzene Schrotte in absoluten Zahlen

ebenfalls gestiegen sind. Auffallend ist weiterhin der von größeren Schwankungen geprägte Verlauf des Direct Melt Schrotts, während im Vergleich dazu der Raffinationsschrott eine gleichmäßige Steigung aufweist. So brechen beispielsweise die Direct Melt Schrotte von 1,3 Mio. t im Jahr 2008 auf 830 kt in 2009 kurzzeitig stark ein, wohingegen der Schrotteinsatz in der Raffination von 1,2 auf 1,4 Mio. t zulegt. Ähnliches ist auch 2014 zu beobachten, als es zu einem Abfall des Direct Melts auf 730 kt kommt, der Raffinationsschrott erhöht sich leicht auf 2,2 Mio. t.

Da die Nettoimporte von Schrott bereits in der vorherigen Darstellung berücksichtigt worden sind, ist in Abbildung 6-44 zusätzlich die Änderung des Schrottbestands eingetragen, sodass daraus wieder der Gesamtverlauf von Abbildung 6-43 erkennbar ist. Dabei sind die einzelnen Phasen eines Bestandsauf- bzw. -abbaus deutlich erkennbar.

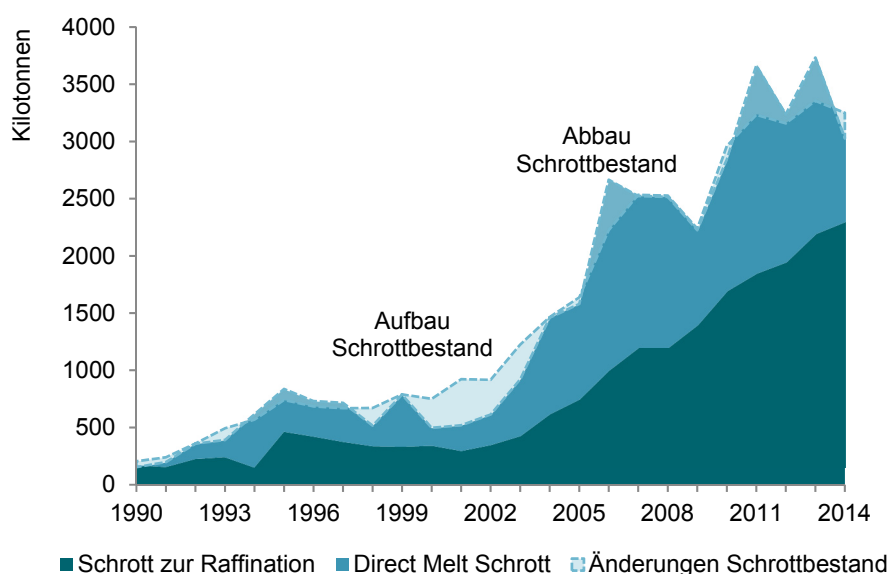


Abbildung 6-44: Schrotteinsatz in der chinesischen Kupferproduktion. Die Änderungen des Schrottbestands beziehen sich auf Raffinations- und Direct Melt Schrott.

Die Verläufe der chinesischen RIR bzw. EoL RIR sind in Abbildung 6-45 aufgetragen. Dabei ist die Phase der großen Produktionsausweitungen ab dem Jahr 2000 besonders von Interesse, als die RIR zunächst auf rund 30 % zurückgeht und bis 2006 auf 57 % signifikant ansteigt. In den Folgejahren kommt es zu kleineren Schwankungen um die 50 %-Marke, und im Jahr 2014 schließlich zu einem erneuten Absinken auf 36 %. Aufgrund der hohen Importmengen von sekundärem Kupfer, bei denen eine Unterscheidung zwischen Alt- und Neuschrott nicht möglich ist, ist die Aussagekraft der chinesischen EoL RIR in China mit Vorsicht zu bewerten. Da zur Berechnung der EoL RIR den Schrottimporten ein Sekundäranteil in Höhe der heimischen OSR unter-

stellt wird, siehe Kapitel 3.8.1, kann es zu merklichen Verzerrungen kommen. Mit der Annahme, dass Schrottimporte nur aus Altschrotten bestehen ergeben sich höhere Werte in Form der grauen Kurve aus Abbildung 6-45.

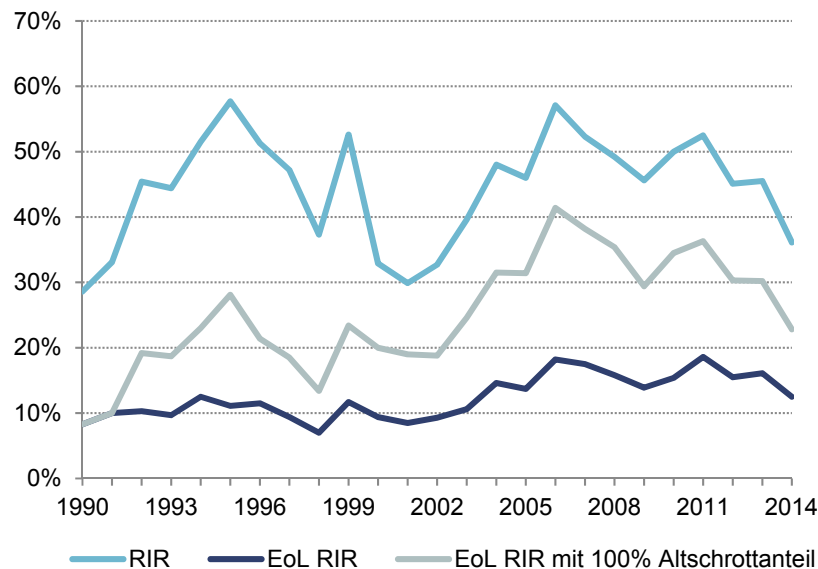


Abbildung 6-45: Produktionsbezogene Recyclingindikatoren für China

Interpretation und Diskussion

Da in China mehr als die Hälfte des zur Produktion verwendeten Schrotts aus ausländischen Quellen stammt und mit zunehmenden Importen auch der Sekundär Materialeinsatz in der Raffination stark ansteigt, lässt den Rückschluss zu, dass kein hochwertiges Material eingeführt wird sondern minderwertigere Altschrotte. Dementsprechend ist die EoL RIR mit einem unterstellten 100 %-igen Altschrottanteil in den Importen tendenziell die realitätsnähere Kurve. Als Auffälligkeit im Kurvenverlauf der RIR ist zunächst der plötzliche Rückgang um die Jahrtausendwende zu nennen, der in erster Linie auf eine stark steigende Primärmaterialnachfrage zurückzuführen ist, wie aus Tabelle A.2-1 und Abbildung 6-38 hervorgeht. Der Sekundär Materialeinsatz, siehe Abbildung 6-44, nimmt dagegen erst etwas später, d.h. ca. um das Jahr 2003 zu, woraufhin die RIR wieder ansteigt. Der Rückgang der RIR im Jahr 2009 kann dagegen als kurzfristige Folge der Finanz- und Wirtschaftskrise betrachtet werden, die auch in Abbildung 6-44 deutlich zu erkennen ist. Der Grund für den Abfall der RIR in 2013 und 2014 ist noch nicht abschließend geklärt, ein Vergleich mit dem Verlauf des Kupferpreises kann jedoch darauf hindeuten, dass durch günstigere Preise Primärmaterial attraktiver wird, zumal die „Green Fence Policy“ in China in den letzten Jahren strenger umgesetzt wird und somit Schrottimporte erschwert werden (Earley 2013).

6.5 Japan – Flüsse, Bestände und Recyclingraten

6.5.1 Der Kupferkreislauf Japans

Der japanische Kupferkreislauf, dessen Flüsse für das Jahr 2014 in Abbildung 6-46 dargestellt sind, weist als Besonderheit eine vollständige Importabhängigkeit für Primärkupfer auf, da seit Anfang der 1990er Jahre kein heimischer Kupferabbau mehr betrieben wird. Mit über 1,3 Mio. t sind die eingeführten Mengen an Kupferkonzentraten dementsprechend hoch. Zusammen mit einem kleineren Anteil Sekundärmaterial wurden in 2014 rund 1,6 Mio. t Raffinadekupfer hergestellt, von dem ca. ein Drittel exportiert wurde. Durch den Direct Melt Fluss von 370 kt können die Raffinadeexporte zum Teil kompensiert werden, sodass sich eine Produktionsmenge von rund 1,5 Mio. t Kupferhalbzeug ergibt. Nach Berücksichtigung des Außenhandels stehen noch rund 1,3 Mio. t Halbzeuge zur Endproduktherstellung zur Verfügung. Nach Abzug von 350 kt Neuschrotten und Einbeziehung der leicht positiven Handelsbilanz kommen ca. 1,1 Mio. t Kupfer neu zum 27,3 Mio. t umfassenden japanischen Kupferbestand hinzu. Rund 900 kt fließen in Form von EoL-Produkten ab, wovon rund die Hälfte offiziell recycelt wird. Insgesamt ergeben sich 760 kt recycelte Alt- und Neuschrotte, von denen nach Handel etwa 700 kt in Japan zur Kupferproduktion wiederverwendet werden.

Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für die kumulierten Flüsse über zehn Jahre, siehe Abbildung 6-47, aus dem hervorgeht, dass die Struktur des japanischen Kupferkreislaufs relativ stabil ist. Die fehlende heimische Minenproduktion wird ausgeglichen durch hohe Importe von Primärmaterial, während gleichzeitig ein großer Teil der Kupferkathoden exportiert wird. Der Vergleich zum Kreislauf von 2014 enthüllt einen etwas höheren Direct Melt Fluss bezogen auf Halbzeugproduktion, was ein Indiz für eine im Zeitverlauf rückläufige RIR ist, auf die in Abschnitt 6.5.4 näher eingegangen wird. Ein weiterer Unterschied ist in Bezug auf den Schrottaußenhandel festzustellen, für den sich in der Zehnjahres-Betrachtung doppelt so hohe Exporte wie Importe ergeben, und die in Summe negative Handelsbilanz somit größer ist als im Jahr 2014.

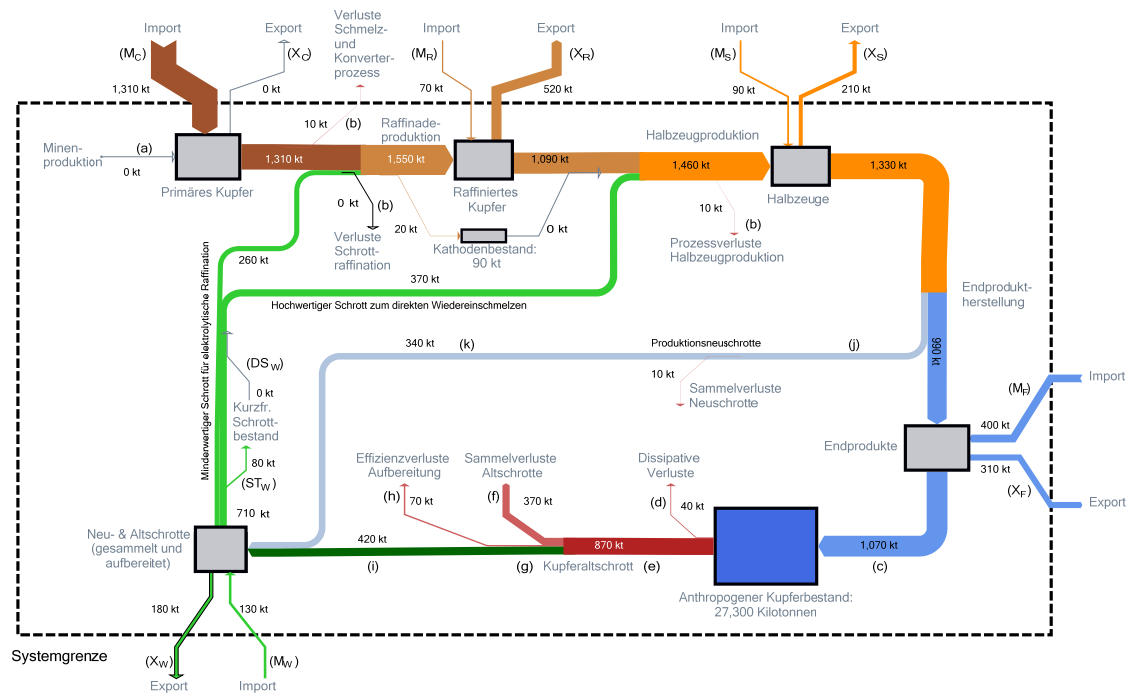


Abbildung 6-46: Japans Kupferflüsse und -bestände des Jahres 2014 im Sankey-Diagramm

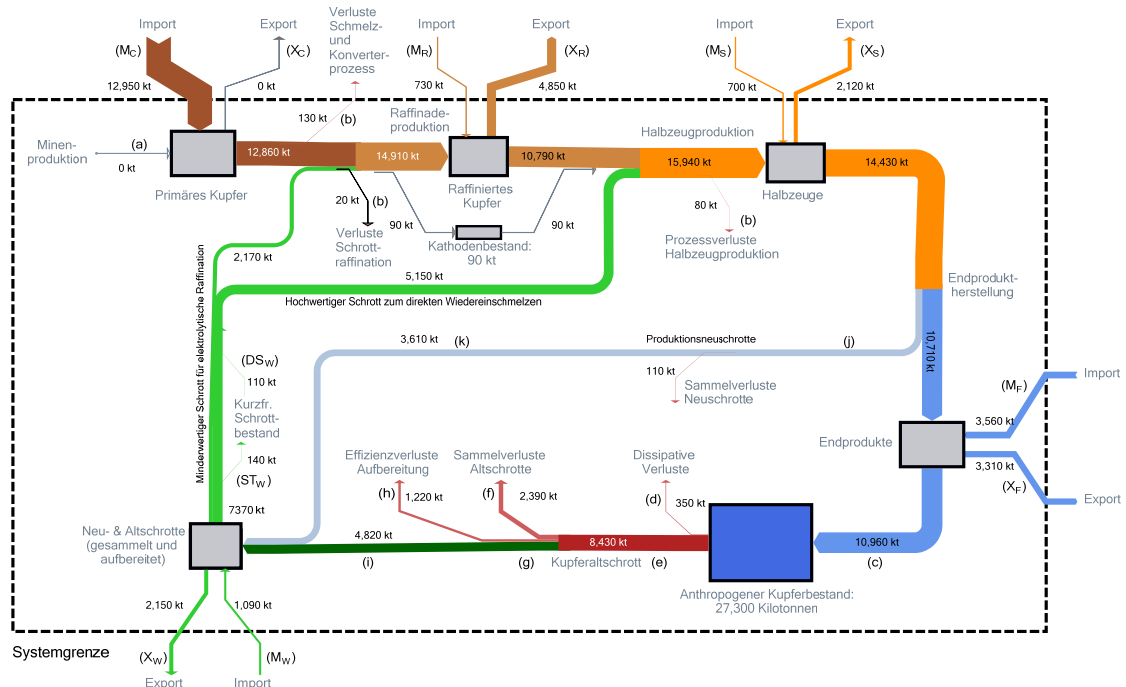


Abbildung 6-47: Kumulierte Kupferflüsse Japans im Zeitraum 2005 bis 2014

Interpretation und Diskussion

Obwohl Japan als rohstoffarmes Land bei der Versorgung mit Primärrohstoff komplett auf Einfuhren angewiesen ist, stellt die Produktion von Raffinadekupfer aus Primärmaterial einen bedeutenden Abschnitt im japanischen Kupferkreislauf dar. Zur Versorgung der japanischen Halbzeugproduktion spielt darüber hinaus heimisches Sekundärmaterial eine wichtige Rolle, rund ein Drittel des hierfür eingesetzten Kupfers besteht aus aufbereitetem Schrott.

Ein japanischer Kupferzyklus für das Jahr 2005 ist das Resultat des dynamischen Modells von Daigo et al. (2009) und dient in Tabelle 6-6 als Vergleichswert für die Ergebnisse des JP-Modells. Da die Produktionsdaten für Japan gut dokumentiert sind stimmen die Materialflüsse beider Modelle in den ersten Stufen des Kreislaufs weitestgehend überein. Die Differenz bei der Halbzeugherstellung ist auf Kupferlegierungen zurückzuführen, die von Daigo et al. mit ihrem Bruttogewicht berücksichtigt werden, wohingegen dem JP-Modell der reine Kupfergehalt zugrunde liegt.

Größere Unterschiede existieren dagegen beim anthropogenen Bestand, der im JP-Modell rund 7 Mio. t höher ausfällt. Da der Bestandszufluss bei beiden Ansätzen gleich ist, muss der Unterschied in den Produktlebensdauern begründet sein. Diese sind im JP-Modell höher als bei Daigo et al., besonders deutlich ist die Abweichung im Infrastrukturbereich. Hierfür werden im JP-Modell 35 bis 40 Jahre angenommen, während Daigo et al. von lediglich 17,5 Jahren mittlerer Lebensdauer ausgehen, was sehr gering erscheint. Als Folge niedrigerer Lebensdauern kommt es zu dem um rund 600 kt höheren Bestandsabfluss im Vergleich zum JP-Modell und zu einer größeren Menge an recyceltem Altschrott. Sehr weit auseinander liegen auch die Neuschrotte, was jedoch zurückzuführen ist auf den „inhouse scrap“ der Halbzeugproduktion, der im JP-Modell nicht ausgewiesen wird. Wird nur der im Zusammenhang mit der Endproduktfertigung anfallende Neuschrott betrachtet, liegen beide Ansätze mit 351 kt bzw. 387 kt nahe beieinander.

Die unterschiedlichen Außenhandelsflüsse von Primärmaterial, Halbzeugen und Endprodukten sind im Wesentlichen auf Legierungselemente zurückzuführen, die beim Ansatz von Daigo et al. in die Berechnung miteingehen. Dagegen sind die Handelsbilanzen von Reinkupfer praktisch identisch. Für Schrotte wiederum müssen die Exporte bei Daigo et al. zwingend höher sein, da aufgrund der größeren Altschrottmenge die Massenbilanz bei der Kupferproduktion ansonsten nicht zu schließen ist.

Insgesamt betrachtet liefern beide Modelle zueinander passende Ergebnisse. Auftretende Abweichungen können stimmig auf unterschiedliche Inputdaten (Produktlebens-

dauern) bzw. methodische Unterschiede (Bruttogewicht von Legierungen) zurückgeführt werden.

Tabelle 6-6: Vergleich der Simulationsergebnisse des japanischen Kupferkreislaufs mit Literaturwerten [Einheit: kt]

Quelle	Daigo et al. (2009)*	JP-Modell
Systemgrenze (zeitlich)	2005	
Minenproduktion	0	0
Raffinadeproduktion*	1290	1395
Halbzeugherstellung	1746	1592
Zufluss Kupferbestand	958	1032
Kupferbestand absolut	~ 18 700	25 526
Abfluss Kupferbestand	1456	834
Recycler Altschrott	~ 675	376
Recycler Neuschrott	877 (384)**	351
	Außenhandelsbilanzen	
Primärmaterial	+ 1729	+ 1240
Reines Kupfer	- 203	- 195
Halbzeuge & Endprodukte	- 511	-182
Schrott	- 632	- 174

* inkl. Legierungen (Bruttogewicht)

** In Klammern: Neuschrotte ohne inhouse scrap

6.5.2 Der Außenhandel von Kupfer im Zeitverlauf

Die im vorigen Abschnitt bereits beschriebenen, hauptsächlich aus Konzentraten bestehenden hohen Importe von Primärmaterial finden sich auch in Abbildung 6-48 wieder. Seit 1990 wurden jedes Jahr zwischen 1,1 Mio. t und 1,3 Mio. t primäres Kupfer nach Japan importiert, was der bedeutendste Außenhandelsfluss verglichen mit den übrigen Wertschöpfungsstufen ist. In einigem Abstand folgen dann die Exporte von raffiniertem Kupfer, deren Handelsbilanz bis 1997 positive Werte aufweist, jedoch in den Folgejahren ins Negative kippt. Die seitdem ansteigenden Exporte erreichen ihren zwischenzeitlichen Höhepunkt im Jahr 2009, als 650 kt Raffinadekupfer ausgeführt wurden, bei gleichzeitigen Importen von lediglich 43 kt.

Demgegenüber fallen die auf niedrigem Niveau konstant negativen Handelsbilanzen für Halbzeug kaum ins Gewicht. Die Ein- und Ausfuhren von Endprodukten sind zwar etwas größer und nehmen im Zeitverlauf zu, insgesamt bleibt die Handelsbilanz jedoch ausgeglichen, sodass hier kein eindeutiger Trend ableitbar ist. Im Vergleich zum Primärmaterial ist der Schrotthandel weitaus geringer. Als grundsätzlicher Trend ist jedoch trotzdem eine Zweiteilung der Handelsbilanz erkennbar. In der ersten Hälfte des Betrachtungszeitraums überwiegen Importe und die Handelsbilanz ist positiv, während ab 2002 die Schrottexporte überwiegen. Alle Handelsflüsse zusammengekommen ist jedoch eine importseitige Dominanz zu erkennen, die offensichtlich maßgeblich auf die hohen Primärimporte zurückzuführen ist. Dementsprechend muss der anthropogene Kupferbestand Japans im untersuchten Zeitraum merklich ansteigen.

Interpretation und Diskussion

Da in Japan kein Abbau von Primärkupfer betrieben wird sind hohe Importe von Konzentraten zu erwarten. Auffallend in diesem Zusammenhang sind die verhältnismäßig hohen Exporte. Rund ein Drittel der Raffinadeproduktion wird nach nur einem Wertschöpfungsschritt wieder exportiert, obwohl zu erwarten wäre, dass das industriell entwickelte Japan einen größeren Anteil der Wertschöpfungskette abdeckt. Werden diese Exporte nach Zielländer aufgeschlüsselt so wird deutlich, dass ein großer Teil dieses Kupfers für China bestimmt ist (Tercero Espinoza und Soulier 2016). Indem Konzentrate aus Drittstaaten in Japan raffiniert und nach China ausgeführt werden, fungiert Japan gewissermaßen als Dienstleister für den chinesischen Markt bzw. aus chinesischer Perspektive betrachtet sind die Schmelz- und Raffinationsprozesse als Teil der Kupfer-Wertschöpfungskette nach Japan ausgelagert.

Eine ähnlich enge Beziehung mit China ist auch beim Schrotthandel festzustellen, obwohl die Zahlen in Absolutwerten gering sind, verglichen mit den anderen Flüssen. Die damit einhergehende Deklarationsproblematik wurde in Kapitel 4.3 beschrieben.

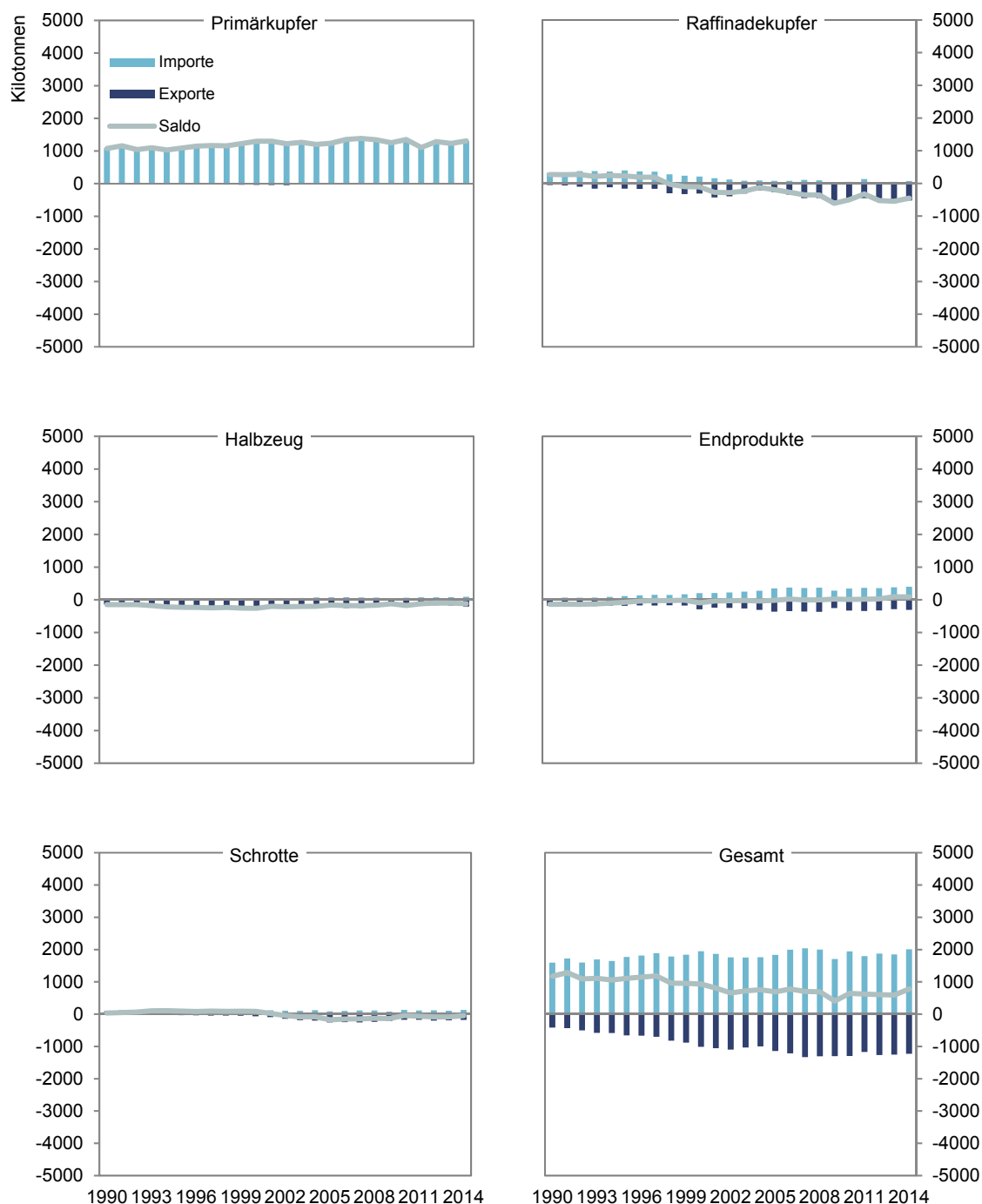


Abbildung 6-48: Übersicht der japanischen Außenhandelsflüsse für Kupfer im Zeitraum 1990 bis 2014.

6.5.3 Die Entwicklung des japanischen Kupferbestands

Ausgehend von ca. 17,6 Mio. t in 1990 steigt der japanische Kupferbestand im Simulationszeitraum um rund 10 Mio. t auf 27,3 Mio. t Kupfer an. Der Großteil der Zunahme ist dabei dem Gebäudebereich zuzurechnen, dessen Kupferbestand sich um 88 % erhöht hat und mit 15,3 Mio. t in 2014 mehr als die Hälfte des Gesamtbestands ausmacht. Der zweitgrößte Bestand entfällt mit ca. 4,6 Mio. t Kupfer auf Konsumgüter, der seit 1990 um 30 % zugenommen hat, gefolgt von 3,6 Mio. t Infrastrukturanwendungen mit einem Wachstum von 70 %. In Transportanwendungen und Industrie sind in 2014 jeweils ca. 1,9 Mio. t Kupfer gebunden, was in etwa dem Niveau von 1990 entspricht.

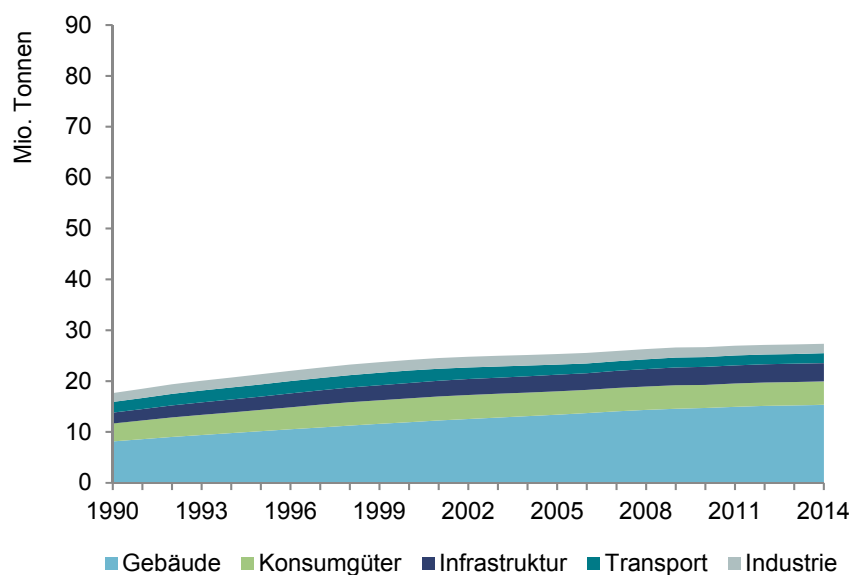


Abbildung 6-49: Anthropogener Kupferbestand Japans im Simulationszeitraum unterteilt nach Art der Endprodukte.

Passive Kupferbestände sind aufgrund des hohen Anteils der Müllverbrennung hauptsächlich in Verbrennungsschlacken sowie in Verhüttungsrückständen zu finden. Da in Japan heute kein Kupferbergbau mehr betrieben wird, beschränken sich mögliche kupferhaltige Bergbaurückstände auf historische Halden, für die keine Aussage getroffen werden kann. Zur Abschätzung würde sich hier eine bottom-up Analyse anbieten, ähnlich den in Deutschland durchgeführten Projekten, siehe Kapitel 6.1.3. Das jährliche, bei der Behandlung von MSW nicht wiedergewonnene Kupfer, schwankt zwischen 10 kt und 20 kt, über den gesamten Simulationszeitraum ergibt sich ein kumulierter Wert von knapp 400 kt. Für Kupferverluste bei Verhüttungsprozessen kommt das Modell auf eine ähnliche Größenordnung, hier liegt die kumulierte Kupfermenge bei rund 300 kt. Bei rund 45 kt liegt das Ergebnis für den Kupferbestand in ausgedienten, nicht recycelbaren Altprodukten, was ca. einem Viertel des europäischen Ergebnisses ent-

spricht und in Anbetracht der unterschiedlichen Bevölkerungsgrößen ein vergleichbarer Wert ist.

Interpretation und Diskussion

Die Zuwächse des absoluten Kupferbestands sind im Vergleich zu den übrigen Weltregionen moderat. Wird dagegen, wie in Abbildung 6-50, der Bestand auf die Einwohnerzahl umgelegt, so ist eine Steigerung von 143 kg auf 215 kg Kupfer pro Kopf zu beobachten, die ähnlich groß ist wie in den anderen Regionen. Hintergrund ist die nahezu konstant gebliebene Bevölkerung Japans, wohingegen in anderen Regionen die Bevölkerung wächst, was sich dämpfend auf den Pro-Kopf Bestand auswirkt.

Im Vergleich mit Literaturwerten schneidet der Pro-Kopf Bestand des JP-Modells den von der UNEP angegebenen Wertebereich für entwickelte Länder fast mittig. Dagegen liegen die in Pro-Kopf Werte umgerechneten Ergebnisse von Daigo et al. unterhalb der Modellwerte, wobei der Abstand im Zeitverlauf zunimmt. Der Grund dieser Differenz ist auf unterschiedliche Produktlebensdauern zurückzuführen und wurde bereits in Kapitel 6.5.1 diskutiert. In der Bewertung beider Kurven erscheint der Pro-Kopf Bestand des JP-Modells realistischer, da ein Wert von unter 150 kg pro Kopf im Jahr 2004 für ein hochentwickeltes Industrieland mit ausgebauter Infrastruktur fraglich erscheint.

Die passiven Kupferbestände in Japan können zumindest zum Teil mit externen Daten abgeglichen werden. So kommen Jung et al. (2004) auf Basis ihrer Untersuchungen zu japanischen MSW-Verbrennungsrückständen auf einen jährlichen Kupfergehalt von 8,1 kt. Dieser Wert bezieht sich auf Anfang der 2000er Jahre, die entsprechenden Modellergebnisse bewegen sich im Bereich um 15 kt. Somit ist die relative Abweichung zwar beträchtlich, in Anbetracht der sehr niedrigen Absolutwerte kann jedoch festgestellt werden, dass die Größenordnung beider Ergebnisse vergleichbar ist. Für das kumulierte Simulationsergebnis von knapp 400 kt Kupfer, bedeutet dies, dass hierdurch zwar die ungefähre Größenordnung eingegrenzt werden kann, für genauere Aussagen jedoch detailliertere Untersuchungen nötig sind.

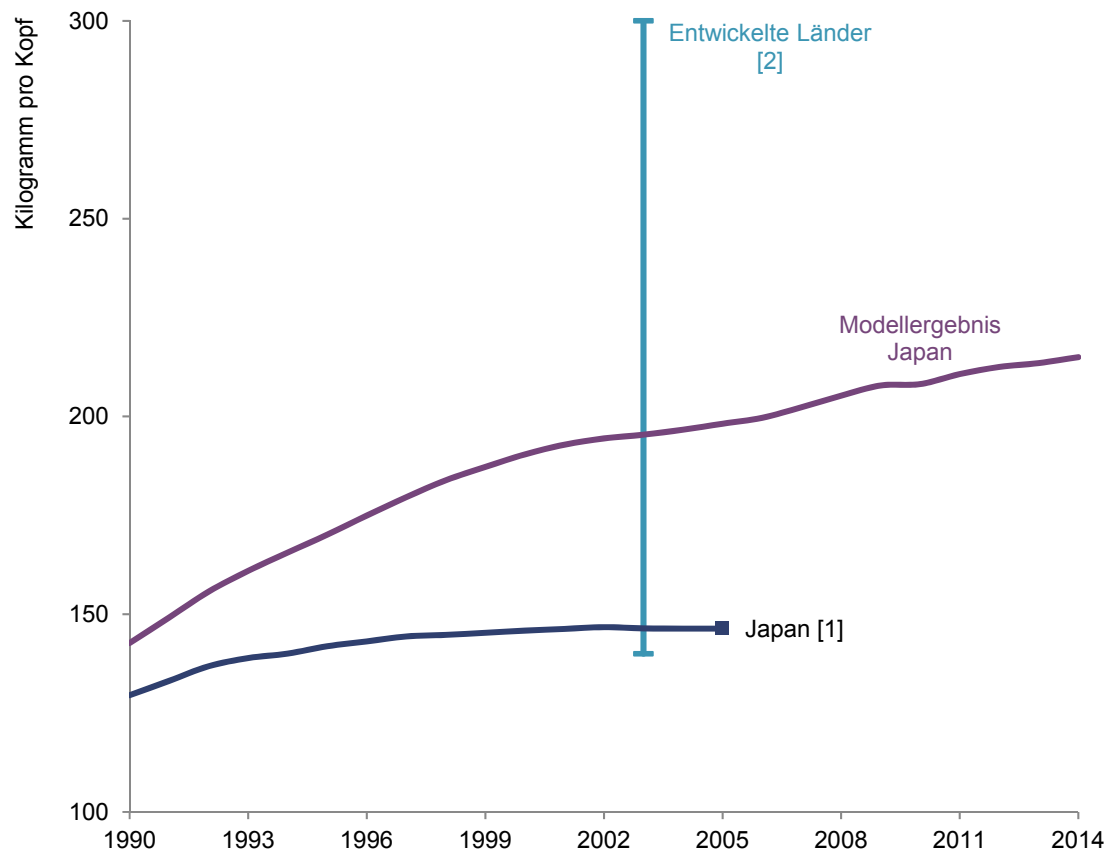


Abbildung 6-50: Pro-Kopf Kupferbestände in Japan. Vergleich des Simulationsergebnisses mit Literaturwerten. Quellen:
 [1] Daigo et al. (2009) [2] UNEP (2010)

6.5.4 Schrottaufkommen und Recyclingraten

Analog zum wachsenden Bestand ist auch das Schrottaufkommen gestiegen, so haben sich die Altschrotte seit 1990 auf 870 kt mehr als verdoppelt. Mit einem Anteil von einem Drittel am Altschrott ist WEEE die bedeutendste Schrottart, dicht gefolgt von C&D mit ebenfalls knapp einem Drittel. Obwohl die Altschrotte deutlich ansteigen, nimmt der anfallende Gesamtschrott lediglich um 20% auf 1,2 Mio. t zu. Der Grund hierfür liegt in den rückläufigen Neuschrotten, die im Betrachtungszeitraum um rund 40 % auf 350 kt zurückgegangen sind. Auffallend ist der kurzzeitige produktionsbedingte starke Einbruch des Neuschrottaufkommens im Krisenjahr 2009, der auch im Gesamtschrottaufkommen deutlich zu erkennen ist.

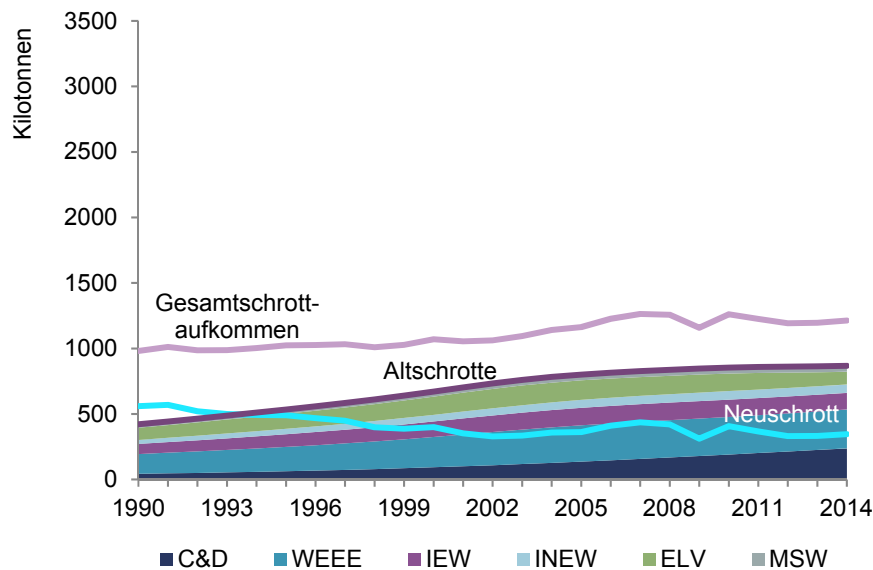


Abbildung 6-51: Japanisches Kupferschrottaufkommen vor Sammlung und Aufbereitung, unterteilt nach Schrottarten.

Für die Recyclingindikatoren ergeben sich für Japan die in Abbildung 6-52 aufgetragenen Verläufe. Daraus ersichtlich ist eine im Betrachtungszeitraum von 60 % auf über 80 % ansteigende EoL PR. Hintergrund ist der steigende Anteil des gut recycelbaren C&D-Schrotts einerseits, sowie die in den Inputdaten hinterlegte zunehmende Effizienz der technischen Aufbereitung andererseits.

Der Verlauf der EoL CR schwankt anfangs um 40 %, bevor es ab 2001 zu einer leichten Zunahme auf 50 % bis 60 % kommt, gefolgt von einem weiteren Anstieg. Im Zeitraum 2007 bis 2010 liegt die EoL CR bei über 80 %, in den letzten Jahren bis 2014 sinkt sie dann wieder auf unter 60 % ab. Die EoL RR verläuft erwartungsgemäß annähernd parallel zur EoL CR, nähert sich dieser im Zeitverlauf jedoch an, was auf den Einfluss der steigenden EoL PR zurückzuführen ist. Von einem niedrigen Niveau um 40 % her kommend steigt die EoL RR bis auf 66 % an und geht ab 2011 schrittweise auf rund 50 % zurück. Die glättende Wirkung durch Einbeziehung der Neuschrotteffizienzen ist auch für Japan zu beobachten, so liegt die technische Prozesseffizienz Overall PR zwischen 80 % und 90 %. Die Overall RER wird deutlich von der EoL RR beeinflusst, weist allerdings mit einem niedrigsten Wert von 51 % in 1999 und einem Maximalwert von 76 % in 2010 einen weniger ausgeprägten Verlauf auf.

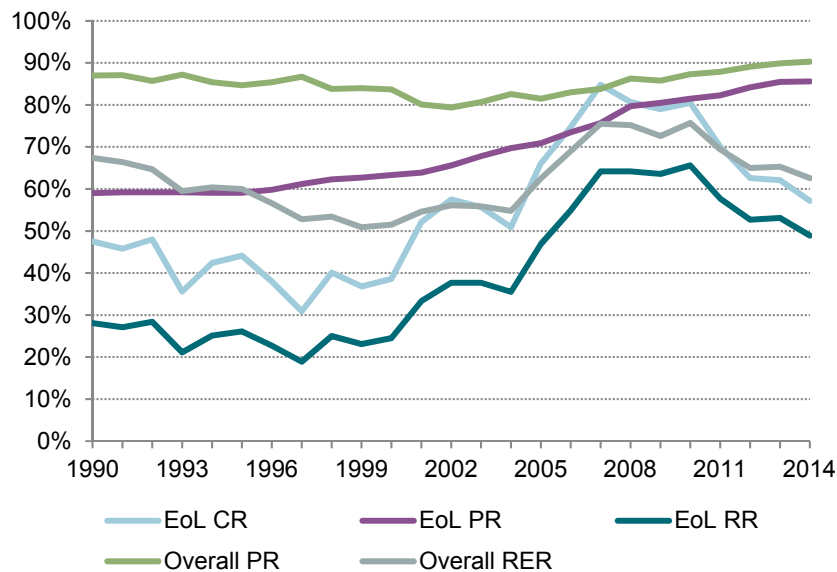


Abbildung 6-52: Effizienzbezogene Recyclingindikatoren für Japan

Der Vergleich der in Japan aufbereiteten Alt- und Neuschrotte aus Abbildung 6-53 ergibt ein zweigeteiltes Bild. Während bis 2004 die Mehrheit der recycelten Kupfers aus Neuschrotten stammt, kommt es in den darauffolgenden Jahren zu einer Umkehr dieser Verhältnisse, was sich in der auf über 50 % steigenden OSR zeigt. Bei Betrachtung der absoluten Zahlen wird weiterhin deutlich, dass zum Einen die Menge an aufbereitetem Altschrott zwischen Ende der 1990er Jahre und dem Jahr 2010 von 150 kt auf 560 kt ansteigt, was eine unmittelbare Folge der zunehmenden EoL RR ist. Zum Anderen ist eine Abnahme des recycelten Neuschrotts zu beobachten. Ausgehend von über 500 kt recyceltem Neuschrott zu Beginn des Betrachtungszeitraums kommt es zu einem Rückgang auf rund 300 kt in 2010, wodurch die Umkehr des Verhältnisses zwischen Alt- und Neuschrotten zusätzlich beschleunigt wird.

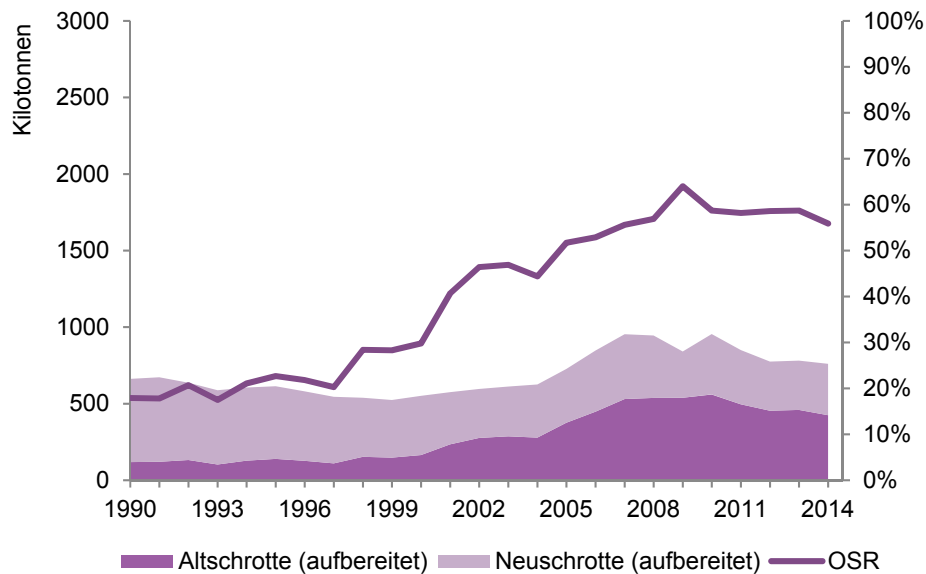


Abbildung 6-53: Links aufgetragen: Aufbereitete Alt- und Neuschrotte vor Außenhandel.
Rechts aufgetragen: OSR, d.h. Anteil der Altschrotte am aufbereiteten Gesamtschrott.

Interpretation und Diskussion

Die Zunahme von EoL CR und EoL RR, die ab Anfang der 2000er Jahre zu größeren Mengen an aufbereitetem Altschrott führt, kann als Erfolg der von Japan getroffenen Maßnahmen zur Steigerung der Recyclingeffizienz betrachtet werden (METI 1998). Über den Grund des abnehmenden Trends seit dem Jahr 2010 kann nur spekuliert werden. So liegt die Vermutung nahe, dass, ähnlich wie in Nordamerika, eine nicht unerhebliche Menge an Schrott ohne Erfassung nach China exportiert und vom Modell somit als Verlust angesehen wird. Aufgrund der geographischen Nähe zu China fallen Transportkosten sogar noch weniger ins Gewicht als bei nordamerikanischen Exporten.

Aufgrund der guten Datenlage für Japan ist ein Abgleich der spezifischen EoL RR für WEEE und ELV – deren Verläufe in Abbildung A.4-18 aufgezeigt sind – mit den modellunabhängigen, externen Statistiken möglich:

Laut Definition kann die EoL RR auch durch das Produkt aus Sammel- und Aufbereitungseffizienz berechnet werden. Die aus externen Quellen basierenden technischen Aufbereitungseffizienzen für WEEE und ELV in Japan, siehe Abschnitte 3.6.3.2 und 3.6.4.2, betragen 88 % bzw. nahezu 100 %.

In Japan werden nach Angaben von Hotta et al. (2014) und METI (2004) rund 30 % der elektrischen EoL-Produkte und 20 % der Altfahrzeuge exportiert. Werden diese Exporte als Sammelverluste angesehen – es ist davon auszugehen, dass diese nur unzureichend erfasst werden – so lassen sich modellunabhängige Sammelquoten von 70 % für WEEE und 80 % für ELV abschätzen. Werden diese Sammelquoten mit den technischen Aufbereitungseffizienzen multipliziert, so ergeben sich modellunabhängige EoL RR's von 62 % für WEEE bzw. 70 % für ELV. Dies entspricht in etwa den vom Modell berechneten EoL RR's dieser Schrottarten aus Abbildung A.4-18 und lässt die berechnete EoL RR des Gesamtkreislaufs ebenfalls als plausibel erscheinen.

6.5.5 Sekundärmaterialeinsatz in der Kupferproduktion

Der in Japan zur elektrolytischen Raffination eingesetzte Kupferschrott zeigt eine kontinuierlich steigende Entwicklung auf 260 kt in 2014. Größeren Schwankungen im Bereich zwischen 400 kt und 600 kt unterliegen die direkt wiedereingeschmolzenen Schrotte, die in den letzten Jahren des Betrachtungszeitraum jedoch eine fallende Tendenz auf 370 kt in 2014 aufweisen.

Zur steigenden EoL RR und des vermehrten Einsatzes von – tendenziell weniger hochwertigen – Schrotten für die elektrolytische Raffination passt die ebenfalls steigende EoL RIR aus Abbildung 6-55. Für die RIR ergibt sich hingegen eine leichte Abnahme von 40 % auf 30 %, bevor ab 2006 eine Gegenbewegung einsetzt. Den höchsten Wert erreicht die RIR schließlich im Jahr 2011, als 42 % des in Japan hergestellten Kupfers aus sekundären Quellen bezogen wurde. Nach 2011 kommt es dann zu einem Rückgang der RIR auf 33 % in 2014.

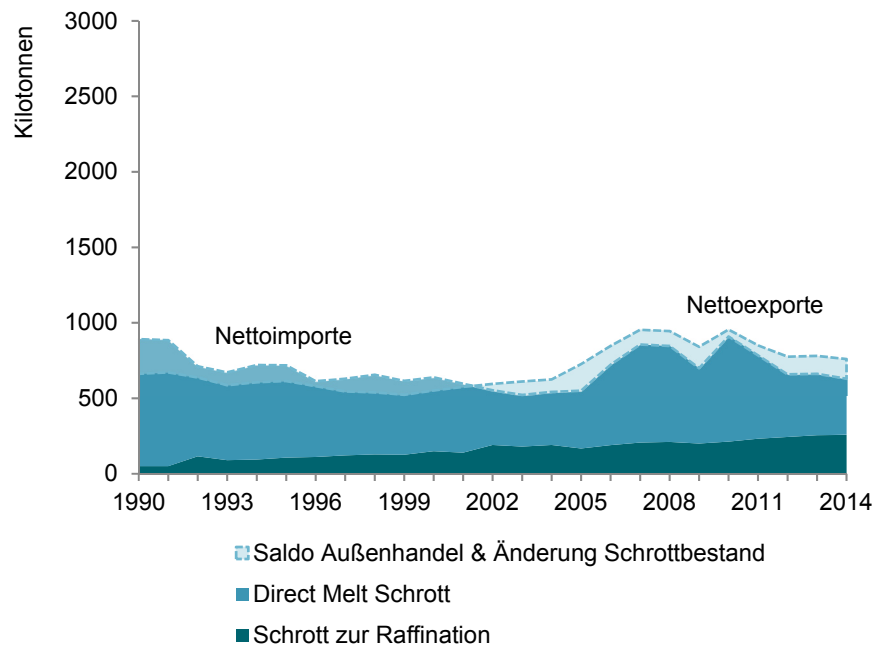


Abbildung 6-54: Schrotteinsatz in der japanischen Kupferproduktion, unterteilt nach Raffinade- bzw. Direct Melt Schrott. Die Nettoimporte bzw. -exporte beziehen sich sowohl auf Raffinations- als auch auf Direct Melt Schrott.

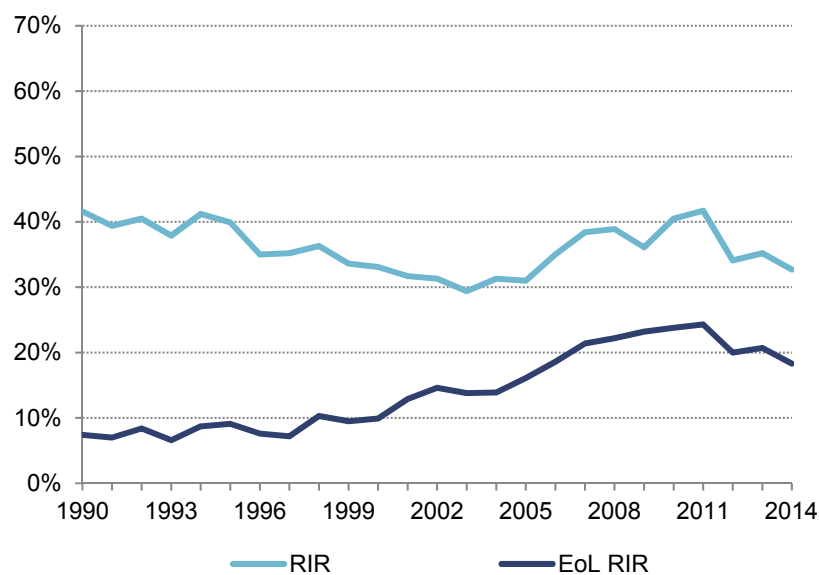


Abbildung 6-55: Produktionsbezogene Recyclingindikatoren für Japan

Interpretation und Diskussion

Ins Bild der zunehmenden EoL RR passen die kontinuierliche Steigerung des Schrotteinsatzes in der Kupferraffination und der steigende Verlauf der EoL RIR. Somit kann davon ausgegangen werden, dass ein Teil des recycelten Altschrotts in Japan verarbeitet wird und nicht z.B. nach China ausgeführt wird. Da Japan keine heimische Primärproduktion betreibt, kann die EoL RIR auch als Kennzahl zur Messung der Importabhängigkeit interpretiert werden. Eine steigende EoL RIR ist gleichbedeutend mit einer niedrigeren Abhängigkeit von ausländischen Rohstofflieferanten, wodurch sich die Versorgungssicherheit des Landes erhöht.

7 Sensitivitätsanalyse

Nach Modellierung und Simulation stellt sich in Phase 3 des Entwicklungsprozesses für SFAs (siehe Abbildung 5-2) die Frage nach der Modellqualität, bzw. nach der Robustheit der errechneten Ergebnisse. Hierfür wurde u.a. von Sterman (2000, S. 858ff.) eine Reihe verschiedener Tests zusammengetragen mit denen systemdynamische Modelle geprüft werden können und die sich in folgende Punkte zusammenfassen lassen:

- Prüfen auf Adäquatheit der Systemgrenzen
- Kein Widerspruch zu physikalischen Gesetzen
- Konsistenz der Einheiten (physisch, monetär, etc.)
- Genauigkeit bei der numerischen Integration
- Wiederholbarkeit von Ergebnissen
- Modellverhalten bei Extrembedingungen
- Sensitivitätsanalysen

Für Stoffstromanalysen sind die aufgeführten Punkte jedoch von unterschiedlicher Bedeutung. So sind Systemgrenzen von SFAs in der Regel eindeutig räumlich, zeitlich und stofflich definiert, sodass hier keine Unsicherheiten auftreten. Widersprüche zu physikalischen Gesetzen können durch geschlossene Massenbilanzen ausgeschlossen werden, außerdem fallen dadurch mögliche Inkonsistenzen der Einheiten auf. Eine ausreichende Genauigkeit bei der numerischen Integration sowie wiederholbare Ergebnisse werden durch die Wahl einer geeigneten Simulationssoftware gewährleistet. Da bei der Simulation historischer Materialflüsse eventuelle Extremsituationen bereits bekannt sind, kann dies bei der Modellierung gesondert berücksichtigt werden, indem beispielsweise Gleichungen so definiert werden, dass ein Teilen durch Null abgefangen wird. Desweiteren reagieren die vorliegenden Kupferflussmodelle realistisch auf die Finanz- und Wirtschaftskrise im Jahr 2009, dem einzigen Extremfall im betrachteten Zeitraum. Somit ist ein gesonderter Test nicht nötig.

Von größerer Bedeutung als die oben genannten Punkte ist für Materialflussmodelle die Frage der Sensitivität von Modellergebnissen in Bezug auf die Inputdaten. Dies ist insbesondere für solche Inputdaten relevant, die auf unsicheren Quellen oder Schätzungen basieren, während verifizierte, gut dokumentierte Daten, wie z.B. die Minenproduktion, nicht getestet werden müssen (Sterman 2000, S. 884).

7.1 Durchführung: Monte-Carlo Simulation

Die Durchführung der Sensitivitätsanalyse kann univariat oder multivariat erfolgen. Bei einer univariaten Analyse wird pro Simulationslauf nur ein Faktor geändert, während im multivariaten Fall mehrere Parameter gleichzeitig verändert werden. Aufgrund begrenzter Rechenleistung bzw. zur Generierung von Ergebnissen in absehbarer Zeit, empfiehlt sich nach Sterman (2000, S. 883ff.) eine pragmatische Herangehensweise: Am einfachsten umzusetzen ist eine Best-Case bzw. Worst-Case Betrachtung, indem die Input-Parameter auf ihren niedrigsten bzw. ihren Höchstwert gesetzt werden und sich dadurch ein Ergebnisraum aufspannen lässt. Nachteilig an dieser Methode ist allerdings, dass die Eintrittswahrscheinlichkeit solcher Best- bzw. Worst-Case Szenarien sehr gering ist. Hier bietet sich als alternative Herangehensweise die sogenannte Monte Carlo Simulation an. Dabei handelt es sich um eine multivariate Sensitivitätsanalyse, bei der jeder Eingangsvariable eine individuelle Wahrscheinlichkeitsverteilung zugewiesen wird. Anschließend wird eine ausreichend große Anzahl von Simulationsläufen berechnet, woraus sich dann nach dem Gesetz der großen Zahlen die Wahrscheinlichkeiten der Ergebnisvariablen ableiten lassen. Nachdem zunächst für das EU 28-Modell 10^5 Läufe ausgeführt wurden und sich herausgestellt hat, dass die Ergebnisse auch bei einer um eine Größenordnung verringerte Anzahl von Simulationsläufen identisch sind, wurde die Simulation der übrigen Regionalmodelle zur Reduzierung der Rechenzeit auf jeweils 10^4 Läufe begrenzt.

Mit den Produktlebensdauern, Fabrikationseffizienzen und Kupfergehalten der Im- und Exporte wurden drei Arten von Parametern identifiziert, die einerseits auf Schätzungen basieren und daher als unsicher betrachtet werden, und andererseits durch einen verhältnismäßig großen Einfluss auf die Ergebnisvariablen gekennzeichnet sind. Als wesentliche Ergebnisvariablen wurden der anthropogene Kupferbestand, sein Zu- und Abfluss, sowie die Recyclingindikatoren ausgewählt. In Abbildung 7-1 sind die zu variierenden Parameter und die auszuwertenden Ergebnisvariablen im vereinfachten Modellschema eingetragen.

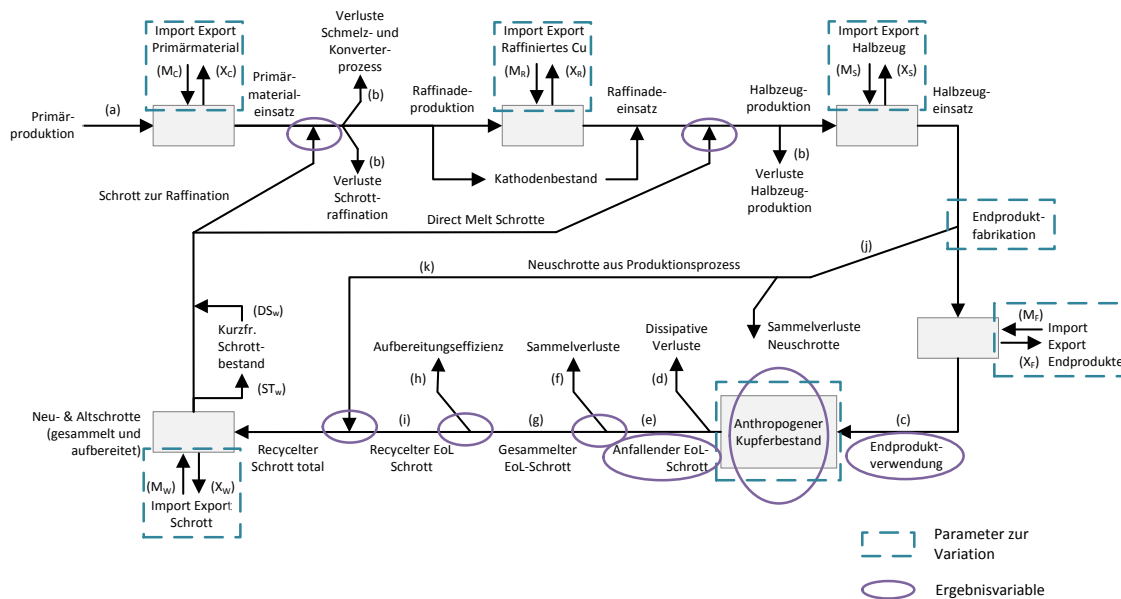


Abbildung 7-1: Betroffene Variablen der Sensitivitätsanalyse

7.1.1 Produktlebensdauern

Einen großen Effekt auf Modellergebnisse haben Änderungen der Produktlebensdauern (Spatari et al. 2005). Die Lebensdauerverteilungen bestimmen den Materialabfluss aus dem anthropogenen Bestand und haben somit auch unmittelbaren Einfluss auf die absolute Höhe des Kupferbestands. Über den Bestandsabfluss, d.h. das EoL-Schrottaufkommen, beeinflussen die Produktlebensdauern darüber hinaus fast alle Recyclingindikatoren.

Entscheidend sind dabei die Erwartungswerte der Lebensdauerverteilungen, wohingegen sich die Art der Verteilung kaum auf die Modellergebnisse auswirkt (Chen und Graedel 2012b; Chen und Shi 2012; Glöser et al. 2013). Aus diesem Grund wird für die Sensitivitätsanalyse jedem Erwartungswert aus Tabelle 3-4 in Kapitel 3.4.1 jeweils eine Schwankungsbreite von $\pm 15\%$ zugewiesen, innerhalb derer ein zufälliger Wert angenommen werden kann.

7.1.2 Fabrikationseffizienzen

Durch niedrigere (bzw. höhere) Fabrikationseffizienzen bei der Endproduktherstellung steigt (sinkt) die Menge des verfügbaren Neuschrotts, was im Modell zu Folge hat, dass weniger (mehr) Altschrotte recycelt werden müssen um die Massenbilanz zu schließen. Dieser Mechanismus löst somit automatisch sinkende (steigende) EoL-

Sammel- und Recyclingraten aus, da der Kupferbestand und das daraus abfließende EoL-Material unverändert bleiben.

Für jede der in Tabelle 3-3 (Kapitel 3.3.3) aufgeführten Effizienzen wurde ein relativer Schwankungsbereich von $\pm 15\%$ hinterlegt. So ergibt sich beispielsweise im EU 28-Modell für „Plumbing“ ein Wertebereich zwischen 72,3 % und 97,8 %.

7.1.3 Außenhandelsflüsse

Der Außenhandel bildet eine weitere wesentliche Quelle von Unsicherheiten. Zum Einen sind die in der UN Comtrade enthaltenen Massenflüsse nicht überprüfbar und zum Teil unvollständig, zum Anderen liegen die meisten Kupfergehalte der einzelnen Handelscodes mangels belastbarer Daten als Schätzungen und Annahmen vor. Da es auf jeder Stufe des Kupferkreislaufs zu Außenhandel kommt, hängen alle Massenflüsse direkt oder indirekt von Im- und Exporten ab. Durch die Flüsse ergeben sich auch Auswirkungen für den Kupferbestand und die Recyclingindikatoren.

Den Kupfergehalten der 366 Außenhandelscodes aus Tabelle A.7-1 im Anhang wird jeweils ein Schwankungsbereich von $\pm 15\%$ zugeordnet²⁷. Für den Großteil der Codes wird, analog zu Lebensdauern und Fabrikationseffizienzen, eine Gleichverteilung innerhalb dieses Intervalls gerechnet. Am Anfang der Wertschöpfungskette jedoch, d.h. insbesondere für die Handelscodes von Raffinadekupfer und Halbzeuge, sind die Kupfergehalte durch technische Spezifikationen bekannt bzw. konnten durch Experten aus der Kupferindustrie überprüft werden. Daher ist für diese Werte von einer höheren Glaubwürdigkeit auszugehen. In solchen Fällen kann eine Dreiecksverteilung herangezogen werden (Gottschalk et al. 2010), sodass die Streuung innerhalb des $\pm 15\%$ Intervalls reduziert und dem Schätzwert aus Tabelle A.7-1 die höchste Wahrscheinlichkeit zugeordnet wird. Darüber hinaus ist in der Programmierung sichergestellt, dass kein Kupfergehalt Werte über 100 % bzw. unter 0 % annehmen kann.

7.2 Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Abbildung 7-2 zeigt die Ergebnisse der Monte-Carlo Simulation für den europäischen Kupferbestand, sowie seines Zu- und Abflusses. Der Bestandszufluss zeigt sich mit einer konstanten Schwankungsbreite $\pm 4\%$ des Mittelwerts robust gegenüber veränderten Inputdaten, genauso wie die Schwankungsbreite des Abflusses, die bei $\pm 7\%$ liegt. Auf den Kupferbestand wirken sich die Inputdatenvariationen stärker aus, so lie-

²⁷ 15 % relative Schwankung, d.h. für einen geschätzten mittleren Kupfergehalt von 30 % ergibt sich in der Sensitivitätsanalyse ein Wertebereich von 25,5 bis 34,5 %.

gen die Werte – sowohl absolut als auch pro Kopf – im Jahr 1990 noch in einem Bereich von $\pm 5\%$ um den Mittelwert, in 2014 beträgt die Spannweite dagegen $\pm 12\%$.

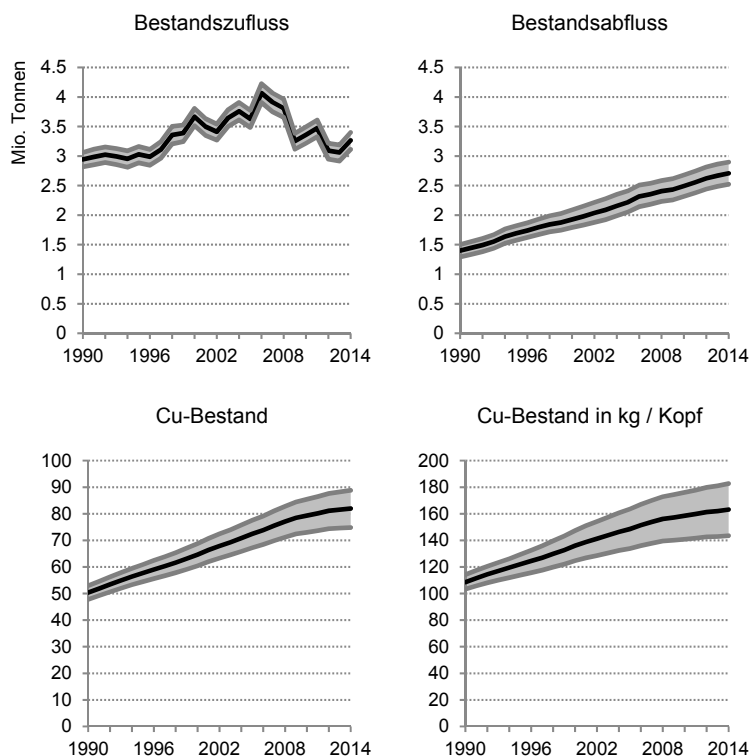


Abbildung 7-2: EU 28 – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf

Zur Untersuchung der Sensitivität von Recyclingindikatoren sind in Abbildung 7-3 die Dichtefunktionen der Recycling Input Rate, EoL Recycling Rate und die Gesamtrecyclingeffizienz Overall RER dargestellt. EoL PR und Overall PR werden nicht betrachtet, da sie hauptsächlich von den extern vorgegeben Aufbereitungseffizienzen beeinflusst werden und nur zu einem geringen Teil von der Schrottzusammensetzung, weshalb sie so gut wie keine Streuung aufweisen. Neben den Dichtefunktionen des Jahres 2014 sind auch die um zeitliche Schwankungen erweiterten, kumulierten Dichtefunktionen der letzten zehn Jahre dargestellt. Die zugehörigen Mittelwerte und Standardabweichungen sind in Tabelle 7-1 aufgeführt. Dabei zeigt sich, dass RIR, EoL RIR, Overall RER und OSR mit Standardabweichungen zwischen 1 % und 3 % durch eine größere Robustheit gekennzeichnet sind als die EoL CR und EoL RR mit Standardabweichungen von 6 % bzw. 5 %. Durch die zeitlichen Schwankungen in den Zehnjahres-Betrachtungen erhöhen sich für diesen Fall die Standardabweichungen aller Recyclingindikatoren, wobei die der EoL CR, EoL RR und OSR um bis zu 3 % höher liegen. Bei Betrachtung der OSR fällt weiterhin auf, dass sie keine glockenförmige Verteilung hat,

sondern durch Überlagerungseffekte der Dichtefunktionen von zehn Jahren zwei lokale Maxima aufweist.

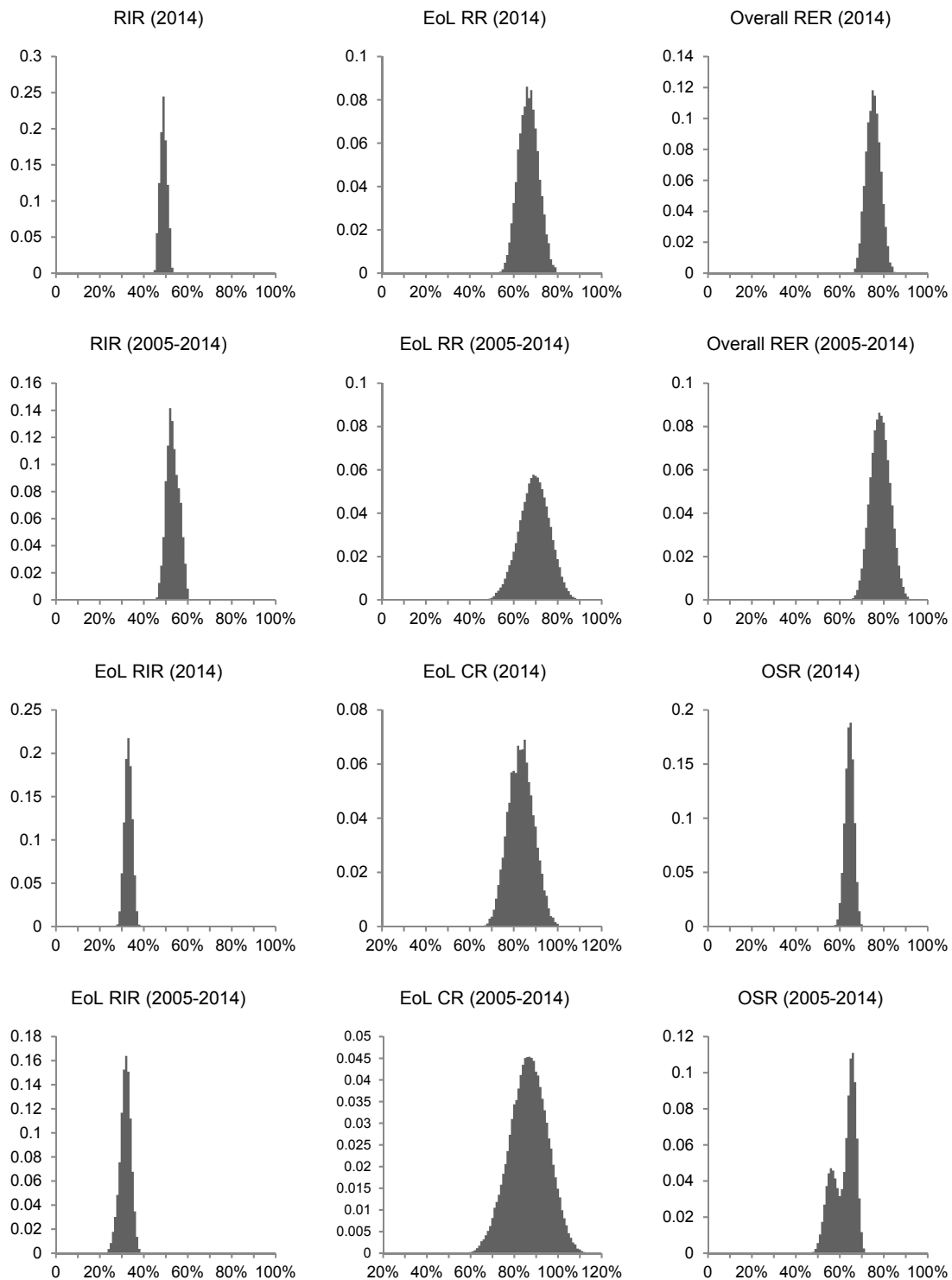


Abbildung 7-3: EU28 – Dichtefunktionen der Recyclingindikatoren aus der Sensitivitätsanalyse

Tabelle 7-1: EU 28 – Mittelwerte μ und Standardabweichungen σ der Dichtefunktionen

2014	RIR	EoL RIR	EoL CR	EoL RR	Overall RER	OSR
μ	49 %	33 %	83 %	66 %	75 %	64 %
σ	1 %	2 %	6 %	5 %	3 %	2 %
2005 – 2014	RIR	EoL RIR	EoL CR	EoL RR	Overall RER	OSR
μ	52 %	30 %	85 %	68 %	77 %	61 %
σ	3 %	2 %	9 %	7 %	4 %	5 %

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse aller übrigen Regionen sind in Anhang A.5 zu finden. Der Vergleich der Regionen enthüllt deutliche Unterschiede der Sensitivitäten. Die Dichtefunktionen der nordamerikanischen Recyclingindikatoren sind in ihrer Form vergleichbar mit den europäischen Kurven, im Fall Japans sind die Dichtefunktionen dagegen etwas breiter. Letzteres überrascht, denn obwohl die sonstigen Inputdaten für das JP-Modell als sehr zuverlässig anzusehen sind, führt dies nicht zu einer höheren Ergebnisqualität solange Unsicherheiten bei Fabrikationseffizienzen, Kupfergehalten und Produktlebensdauern bestehen. Aufgrund des großen Missverhältnisses zwischen den Primärerzeugung bzw. Metallproduktion und dem restlichen Kreislauf sind für Lateinamerika keine Aussagen möglich. Bereits kleinste Schwankungen am Anfang des Kreislaufs haben eine große Auswirkung auf die restlichen Kreislaufstufen und führen zu keinen sinnvollen Ergebnissen. Größere Unsicherheiten der Ergebnisse bestehen dagegen für China, dessen Dichtefunktionen in Tabelle A.5-2 zum Teil erheblich breiter sind als die der übrigen Regionen. Lediglich RIR und EoL RIR reagieren ähnlich robust wie im Rest der Welt, eine besonders starke Streuung ist für die EoL CR zu beobachten. Da die EoL CR per Definition auch in die EoL RR und Overall RER eingeht überträgt sich die Sensitivität auch auf diese Indikatoren. Als Schlussfolgerung ist daher zu ziehen, dass chinesische Recyclingindikatoren eine Tendenz aufzeigen können, die berechneten Werte jedoch als verhältnismäßig unsicher einzuschätzen sind.

8 Modellerweiterungen

Durch den Einsatz der flexibel anpassbaren, systemdynamischen Simulationssoftware sind die Simulationsmodelle der regionalen Kupferkreisläufe problemlos um zusätzliche Elemente erweiterbar. Nachfolgend werden zwei Fragestellungen aufgezeigt, um die der bisherige Modellierungsansatz ergänzt werden kann.

Ausgehend von der Simulation historischer Kupferflüsse und –bestände ist eine Fortschreibung der Modelle in die Zukunft naheliegend. Hierzu können verschiedene Szenarien entwickelt und deren Auswirkungen auf Flüsse und Bestände simuliert werden. Beispielhaft wird nachfolgend ein Szenario vorgestellt, in dem die zukünftige Kupfernachfrage im Einklang mit der wirtschaftlichen Entwicklung zunimmt.

Außerdem ist eine Erweiterung der Materialperspektive denkbar. Neben dem Hauptmetall Kupfer wird bei der Förderung von Primärmaterial eine Reihe metallischer Nebenprodukte gewonnen, deren separater Abbau nicht lohnenswert ist (Reuter und Verhoef 2004). Durch Erweiterung der Kupfermodelle um das Nebenprodukt Tellur soll beispielhaft eine solche Abhängigkeit aufgezeigt werden und deren Bedeutung für den Haupteinsatzbereich von Tellur, der Cadmium-Tellurid Dünnschicht Photovoltaik, simuliert werden.

8.1 Zeitliche Erweiterung des Modells um zukünftige Betrachtungen

Anders als auf globaler Ebene, wo durch Abschätzung der zukünftigen Entwicklung der wichtigsten Inputdaten zur primären und sekundären Kupferproduktion über Massenbilanzen auf die restlichen Elemente des Kupferkreislauf geschlossen werden kann, ist ein solches Vorgehen auf regionaler Ebene nicht ohne Weiteres möglich. Hier sind Produktion und Nachfrage einer Wertschöpfungsstufe durch Außenhandelsflüsse voneinander entkoppelt, sodass zur Simulation zukünftiger Kupferkreisläufe der zukünftige Außenhandel bekannt sein bzw. Annahmen hierzu getroffen werden müssen. Während dies für die nahe Zukunft noch vertretbar ist, sind Annahmen zu mehreren Jahrzehnten in der Zukunft liegenden Handelsflüssen sehr spekulativ.

Besser ist daher, die Zukunftssimulation auf bestimmte Modellelemente zu beschränken, welche nicht unmittelbar vom Außenhandel abhängen. Hierzu bietet sich beispielsweise der anthropogene Kupferbestand mitsamt seinem Zu- und Abfluss an, da hierfür auch über längere Zeiträume Szenarien entwickelt werden können, die nicht direkt von Im- und Exporten beeinflusst sind. Außerdem werden Bestände weniger von kurzfristigen Marktflektuationen beeinflusst und bieten deshalb eine robustere Basis für längerfristige Forecasts (Muller et al. 2014).

Ein weiterer Grund für die Simulation zukünftiger Kupferbestände ist das strategische Interesse der Kupfer- und Recyclingindustrie. Wie Projekte am Fraunhofer ISI gezeigt haben, sind aus Industriesicht besonders die mit der Bestandsentwicklung zusammenhängenden Zu- und Abflüsse relevant. Bestandszuflüsse entsprechen der erwarteten zukünftigen Kupfernachfrage in einer Region und können somit als potentielle Absatzmenge für Kupferproduzenten angesehen werden. Andererseits stellen Bestandsabflüsse das potentiell verfügbare Sekundärkupfer in einer Region dar, was beispielsweise für Standortentscheidungen von Recyclingunternehmen oder Sekundärhütten eine entscheidende Rolle spielt.

8.1.1 Szenarioentwicklung und modelltechnische Umsetzung

Wird davon ausgegangen, dass die künftige Endnachfrage nach Kupfer wie in der Vergangenheit parallel zur wirtschaftlichen Entwicklung verläuft (Elshkaki et al. 2016; Rauch 2009), so kann z.B. auf Wachstumsraten der OECD (2016) zurückgegriffen werden. Für jede der Weltregionen wurde eine Zeitreihe mit Wachstumsraten bis zum Jahr 2050 bestimmt, welche in Tabelle A.6-1 aufgeführt sind. Im Fall Lateinamerikas wird der gewichtete Mittelwert von Brasilien, Mexiko und Chile stellvertretend für die Region genutzt. Für Europa kann anstatt der OECD-Werte das ASTRA-Modell konsultiert werden, mit dem am Fraunhofer ISI die gesamtwirtschaftliche Entwicklung der Europäischen Union bis 2050 im Detail simuliert wird (Schade 2005; Krail 2009). In Anhang A.6.1 findet sich eine genauere Beschreibung dieses Modells, außerdem wird auf weitergehende Möglichkeiten der Verknüpfung zwischen Stoffstrom- und makroökonomischem Modell eingegangen²⁸.

Zur modelltechnischen Umsetzung wird die in Kapitel 5.4.1 beschriebene Aging Chain vom restlichen Modell isoliert und fortgeschrieben. Der Inflow des Jahres 2015 wird berechnet, indem der Inflow 2014 mit der Wachstumsrate für 2015 multipliziert wird. Die Funktionsweise der Aging Chain bleibt unverändert wie in Kapitel 5.4.1 beschrieben und auch die Lebensdauerverteilungen und die daraus abgeleiteten Ausfallraten ändern sich nicht.

Für die Bestandszuflüsse ergeben sich die in Abbildung 8-1 gezeigten Verläufe. Mit einer Zunahme um das 3,5-fache bis 2050 steigt der jährliche Konsum kupferhaltiger Endprodukte am stärksten in China, gefolgt von Lateinamerika mit einem Wachstum um das 2,6-fache. In Nordamerika verdoppelt sich der Kupferkonsum, in Europa und Japan steigt er um das 1,5-fache.

²⁸ Für weiterführende Informationen siehe auch <http://www.astra-model.eu/>

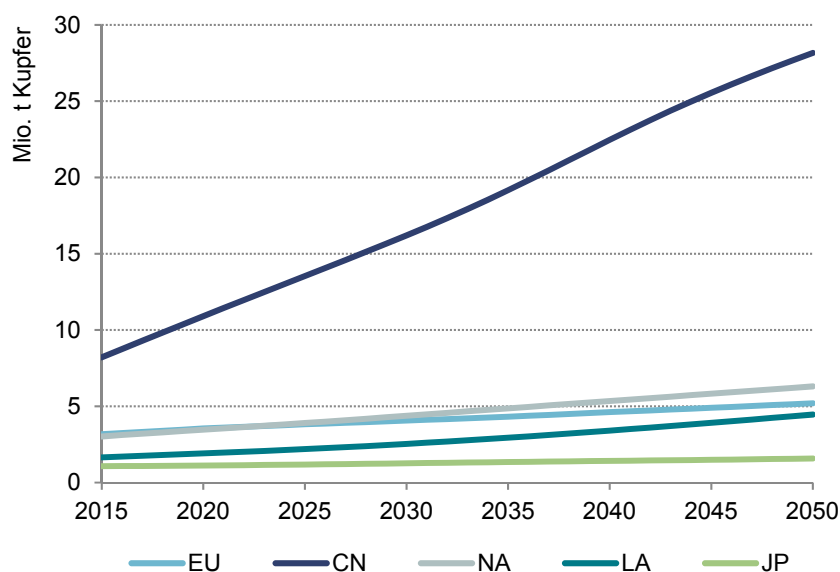


Abbildung 8-1: Nachfrage nach kupferhaltigen Endprodukten in den betrachteten Weltregionen bis 2050

8.1.2 Zukünftig zu erwartende Kupferbestände und verfügbare Altschrotte

Aus den Zuflüssen und unter der Annahme unveränderter Produktlebensdauern, siehe Kapitel 3.4.1, können die in Abbildung 8-2 dargestellten regionalen Kupferbestände berechnet werden. In 2050 liegen die Bestände von Europa, Nord- und Lateinamerika in einem Bereich zwischen 90 und 120 Mio. t verhältnismäßig nahe beisammen. Der Kupferbestand Japans liegt mit einem Bestandswachstum von 20 % im 35-jährigen Zeitraum bis 2050 bei rund 33 Mio. t. Eine aufgrund der hohen Zuflüsse stark ansteigende Entwicklung auf rund 480 Mio. t in 2050 ist für den chinesischen Bestand zu beobachten. Wie Abbildung A.4-15 zeigt, entspricht dies einem Pro-Kopf Kupferbestand von ca. 350 kg. Dies erscheint sehr hoch, verglichen mit dem Wert in 2014 und den Pro-Kopf Beständen der übrigen Weltregionen, jedoch geht ein Teil dieses hohen Werts auf negative Bevölkerungsprognosen zurück, siehe ebenfalls Abbildung A.4-15. So beträgt der chinesische Pro-Kopf Bestand im Jahr 2040 noch rund 235 kg, was in etwa dem heutigen Stand Nordamerikas entspricht und langfristig auch für China realistisch erscheint. Insofern besteht eine große Wahrscheinlichkeit, dass sich ab 2040 der chinesische Kupferbedarf vom Wirtschaftswachstum entkoppelt.

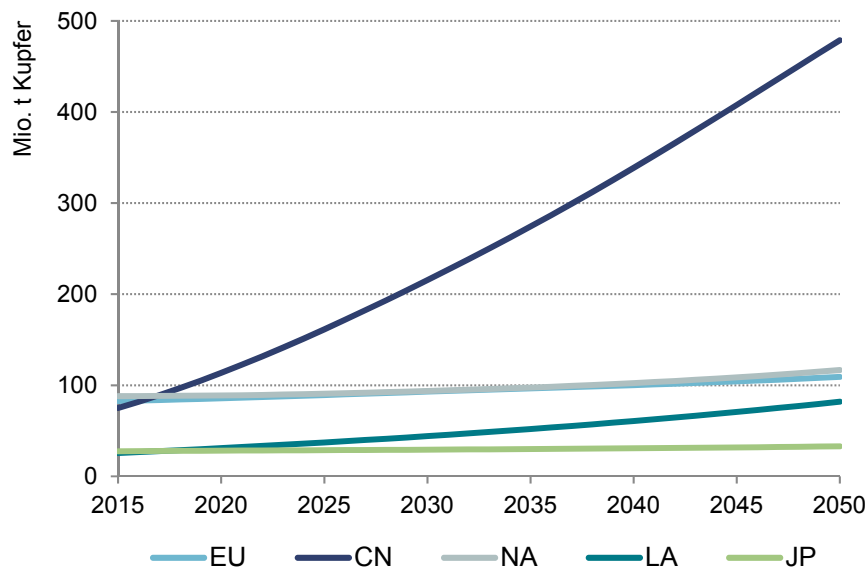


Abbildung 8-2: Anthropogene Kupferbestände nach Weltregion bis 2050

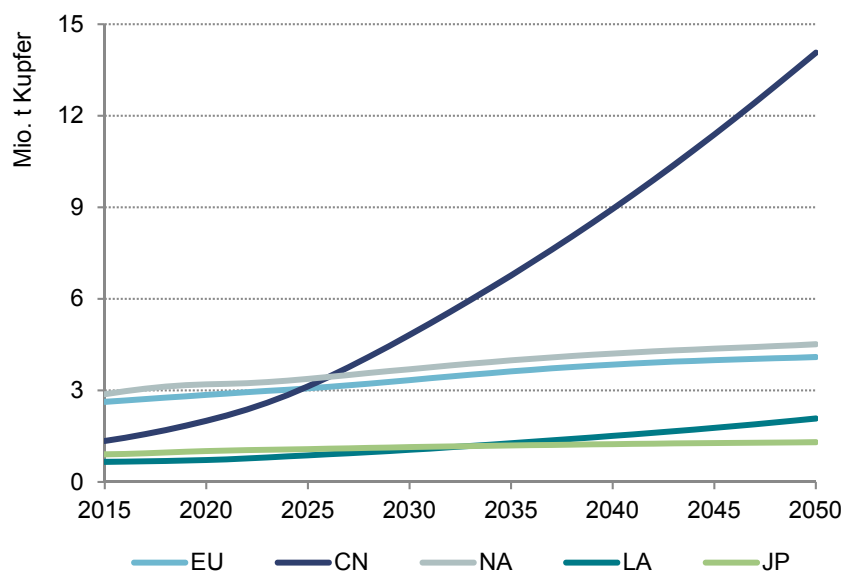


Abbildung 8-3: Verfügbare EoL-Schrotte nach Weltregion bis 2050

Das sich aus den Kupferbeständen ergebende EoL-Schrottaufkommen ist in Abbildung 8-3 dargestellt. Wie aufgrund der Bestandsprognose zu erwarten, fällt der meiste Schrott in China an, wo im unterstellten Szenario in 2050 mit 14 Mio. t verfügbarem Kupferschrott zu rechnen ist. Dies entspricht einer mehr als Verzehnfachung im Vergleich zu 2014, wodurch China für die (Kupfer-) Recyclingindustrie der Markt mit dem höchsten Potential ist. Mit einem Anstieg um 50 % bis 70 % auf 4 Mio. t und 4,5 Mio. t in 2050 bieten aber auch Europa und Nordamerika Wachstumschancen für die Recyc-

lingindustrie. Die Schrottaufkommen Lateinamerikas mit 2 Mio. t in 2050 und Japans mit 1,3 Mio. t fallen dagegen geringer aus.

8.2 Kupfer-Nebenprodukte: Das Beispiel Tellur

Die isolierte Betrachtung der Stoffströme eines Metalls wie Kupfer stellt immer eine Vereinfachung dar, da Metalle in der Realität zumeist in Gruppen auftreten. So werden beim Erzabbau bzw. der Aufkonzentration neben dem Hauptmetall immer auch Nebenprodukte gefördert, deren alleinige Produktion nicht kostendeckend wäre. Eine ähnliche Situation ist auch im Recyclingbereich zu beobachten, wo in Aufbereitungsprozessen meist mehrere Materialien gleichzeitig wiedergewonnen werden (Reuter und Verhoef 2004).

Im Folgenden wird näher auf die Beziehung zwischen den Kupferkreisläufen und dem Nebenprodukt Tellur eingegangen und die Kupfermodelle um diesen Aspekt erweitert. Als Nebenprodukt des Kupferbergbaus ist die Gewinnung von Tellur direkt von der Primärkupfererzeugung abhängig. Zwar ist zu erwarten, dass bei steigender Weltbevölkerung und zunehmendem Wohlstand die Kupfernachfrage ebenfalls ansteigt, der Effekt auf die Tellurproduktion ist jedoch nicht ohne Weiteres absehbar, da durch steigende Schrottmengen zunehmend Primärkupfer substituiert werden kann. Zugleich kann davon ausgegangen werden, dass die Nachfrage nach Tellur steigt, da es wesentlicher Bestandteil von Cadmiumtellurid (CdTe) Dünnschicht-Photovoltaik-Zellen ist, denen ein großes Potential in Bezug auf die zukünftige Energiegewinnung zugeschrieben wird. Nachfolgend werden daher Szenarien zur Tellurnachfrage für CdTe-Zellen erstellt und mit dem Tellurangebot, das mithilfe der Kupfermodelle abgeschätzt wird, abgeglichen.

8.2.1 Heutige und künftige Tellurnachfrage für CdTe-Photovoltaik

Der Einsatz von Tellur in CdTe-Solarzellen wird als Verhältnis von Tonnen zu installiertem Gigawatt Peak-Leistung angegeben und beträgt heute ca. 90 bis 100 t/GW (USGS 2010a, S. 7; Zweibel 2010). Mit einer jährlich neu installierten Leistung von rund 3 GW (Marscheider-Weidemann et al. 2016, S. 164) ergibt sich somit eine jährliche Einsatzmenge von knapp 300 t Tellur für CdTe-Photovoltaik, was etwas mehr als der halben Jahresproduktion von Tellur entspricht.

Der künftige Bedarf an Tellur für CdTe-Zellen hängt neben der installierten Leistung von weiteren Faktoren ab. So wird davon ausgegangen, dass zukünftig die Dicke der Cadmiumtellurid-Schicht in den Zellen verringert werden kann. Heute werden Schicht-

dicken von 2 μm bis 3 μm erreicht, bis zum Jahr 2035 wird von einer Reduzierung der Schichtdicke um rund zwei Drittel ausgegangen (Marscheider-Weidemann et al. 2016, S. 163; Zweibel 2010), wodurch sich das Verhältnis von Tonnen Tellur pro installiertem Gigawatt ebenfalls reduziert. Zusätzlich hängt dieses Verhältnis auch vom Wirkungsgrad, d.h. der Energieausbeute ab, die für heutige CdTe-Zellen bei rund 11 % liegt. Technisch erreichbar sind bis zu 20 %, allerdings ist für die tatsächlich zum Einsatz kommenden Module langfristig eher von einem Wert von rund 15 % auszugehen (Houari et al. 2014; Marwede und Reller 2012; Zweibel 2010). Ein höherer Wirkungsgrad ist dabei gleichbedeutend mit einem sinkenden Tellurbedarf pro Gigawatt Leistung.

Basierend auf obigen Erläuterungen – Verringerung der Schichtdicke um zwei Drittel auf 0,67 μm bis 1 μm und Erhöhung des Wirkungsgrads um ein Drittel auf 15% – wird davon ausgegangen, dass sich durch eine jährliche Effizienzsteigerung von 7,5 % der Tellurbedarf bis zum Jahr 2035 auf rund 22 t / GW reduziert. Analog zu Houari et al. (2014) wird unterstellt, dass dieses Verhältnis nach 2035 konstant bleibt. Zur Ableitung von Szenarien wird die jährlich neu installierte Leistung herangezogen, für die in der Literatur eine sehr große Spannbreite angegeben wird. Das untere Ende bildet das „Slow progress“ Szenario von Marwede und Reller (2012), das von lediglich 4 GW neuen CdTe-Modulen in 2040 ausgeht. Am anderen Ende der Spannbreite finden sich 640 GW in 2030 von Zweibel (2010), was jedoch sehr hoch erscheint. Zur folgenden Rechnung werden daher zwei Szenarien – stellvertretend für konservative bzw. progressive Entwicklungen – zur installierten CdTe-Leistung betrachtet: Als konservatives Szenario wird von 8 GW installierter Leistung im Jahr 2035 ausgegangen, entsprechend der „Langsamen Entwicklung“ von Marscheider-Weidemann et al. (2016, S. 164). Diesem Szenario wird ein lineares Wachstum unterstellt, das fortgeschrieben wird, sodass in 2050 rund 12 GW Leistung neu installiert wird. Als oberes Szenario wird mit rund 150 GW in 2050 (bzw. 70 GW in 2035) nach Houari et al. (2014) gerechnet. Die Wachstumsrate wird dabei zunächst exponentiell und ab 2035 als annähernd linear angenommen (vgl. Houari et al. 2014).

Für die beiden oben beschriebenen Nachfrageszenarien ergeben sich die in Abbildung 8-4 dargestellten Kurven zur Tellurnachfrage für die Herstellung von CdTe-Zellen. Dabei ist erkennbar, dass im konservativen Szenario 1 der technische Fortschritt bei der Reduzierung der Schichtdicke den Zuwachs an installierter Leistung überkompensiert. Erst ab 2035, wenn sich die Schichtdicke nicht weiter verringert, steigt die Tellurnachfrage wieder leicht an.

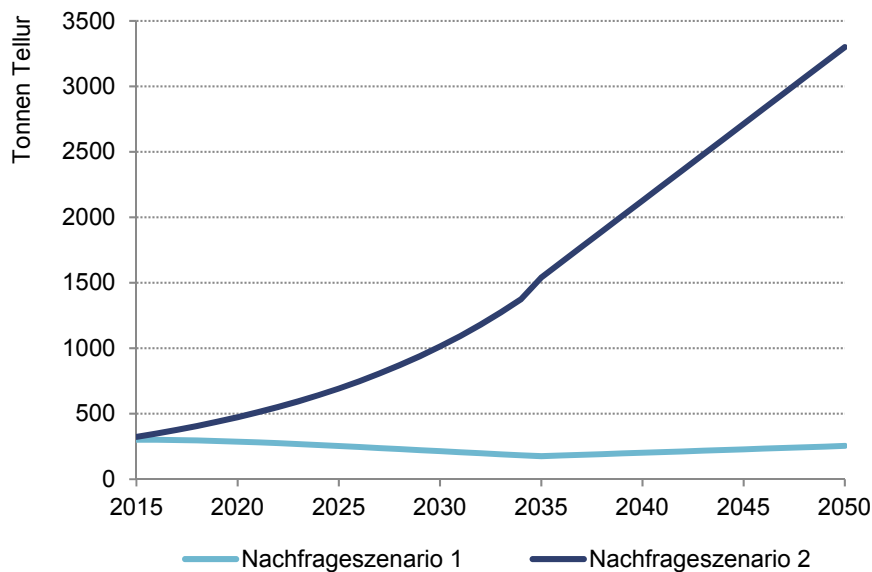


Abbildung 8-4: Szenarien zur zukünftigen Tellurnachfrage für CdTe-Photovoltaik, ausgehend von rund 300 t in 2014.

8.2.2 Tellurproduktion – Beschreibung und Simulation der historischen Produktion

Über 90 % der Tellur-Jahresproduktion in Höhe von rund 500 t wird als Nebenprodukt aus dem Anodenschlamm der elektrolytischen Raffination von Primärkupfer gewonnen. Keine Gewinnung erfolgt beim SXEW-Prozess, da Tellur bei der Solventextraktion verlorengeht (UKERC 2011, S. 37). Der Tellurgehalt im Anodenschlamm liegt bei ca. 1 % bis 2 %. Die Extraktionsrate beträgt jedoch lediglich ein Drittel bis zur Hälfte des theoretisch verfügbaren Tellurs, der Rest verbleibt im Anodenschlamm. Für die Zukunft wird allerdings davon ausgegangen, dass sich die Ausbringungsmenge auf 50 % bis 80 % steigern lässt (Houari et al. 2014; UKERC 2011, S. 37), was in etwa einer Verdopplung gleichkommt.

Eine Wiedergewinnung von Sekundärmaterial aus Schrotten erfolgt zurzeit nicht. Obwohl aus technischer Sicht das Recycling von Tellur aus CdTe-Zellen als vielversprechend gilt – im Labormaßstab wurden Wiedergewinnungseffizienzen von bis zu 95 % erreicht (UKERC 2011, S. 45, 2011, S. 45) – wird nachfolgend davon ausgegangen, dass kein nennenswertes Sekundärmaterial zur Verfügung steht. Hintergrund dieser Annahme sind die relativ langen Lebensdauern von 25 bis 40 Jahren, von denen für CdTe-Module ausgegangen wird (Marwede und Reller 2012). Erst ab ca. 2035 gehen Marwede und Reller von einem beginnenden Te-Recycling aus, das in den nachfolgenden Betrachtungen jedoch vernachlässigt wird.

Zur Überprüfung oben getroffenen Abschätzungen wird zunächst die historische Tellurproduktion in den fünf durch die Kupfermodelle abgedeckten Regionen simuliert und mit Realwerten aus Produktionsstatistiken verglichen. Weiterhin ist diese Art der Berechnung eine Möglichkeit zur Aufschlüsselung der Weltproduktion nach Region, da in den Produktionsstatistiken oftmals nicht alle Produzenten aufgeführt werden²⁹.

Den Ausgangspunkt zu Berechnung der historischen Produktion bildet die Menge des raffinierten Primärkupfers aus Konzentraten³⁰, das über die Kathodenproduktion abzüglich des Schrotteinsatzes und der SXEW-Produktion berechnet wird. Um den Tellurgehalt abzuschätzen wird dieser Wert mit dem 1 %-igen Anteil des Anodenschlammes multipliziert. Eine erneute Multiplikation mit 1 % berücksichtigt den Tellurgehalt im Anodenschlamm. Für Nordamerika wird ein Tellurgehalt von 2 % angenommen, der sich beim Abgleich mit Produktionsstatistiken als brauchbarer herausgestellt hat. Nun muss noch die Extraktionsrate berücksichtigt werden, für die 33 % unterstellt wurde. Die Umsetzung in der Simulationssoftware zeigt Abbildung 8-5.

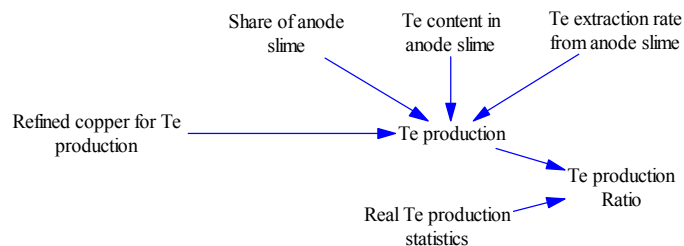


Abbildung 8-5: Modellierung der Tellurproduktion

Die Simulationsergebnisse zur historischen Tellurproduktion nach Region sind in Abbildung 8-6 dargestellt. In Summe werden im Jahr 2014 knapp 400 t Tellur in den betrachteten Regionen hergestellt, was ca. 80 % der weltweiten Tellurproduktion entspricht. Weitere Produzenten sind u.a. Russland, Kasachstan und Australien (USGS 2016). Produktionsstatistiken, die zum Vergleich herangezogen werden können, existieren für Japan, die USA und Kanada (USGS 2016). Dabei zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen berechneten Werten und externen Statistiken, sodass der Ansatz als brauchbar erachtet werden kann.

²⁹ Beispielsweise finden sich in Statistiken des USGS (2016) keine quantitativen Angaben zur Produktion in China, Lateinamerika und Europa obwohl dort Tellur produziert wird.

³⁰ Dabei wird die Annahme getroffen, dass Tellur potentiell in allen Konzentraten enthalten ist. Durch die Berücksichtigung der Extraktionsrate von 33 % wird diese Unschärfe jedoch relativiert.

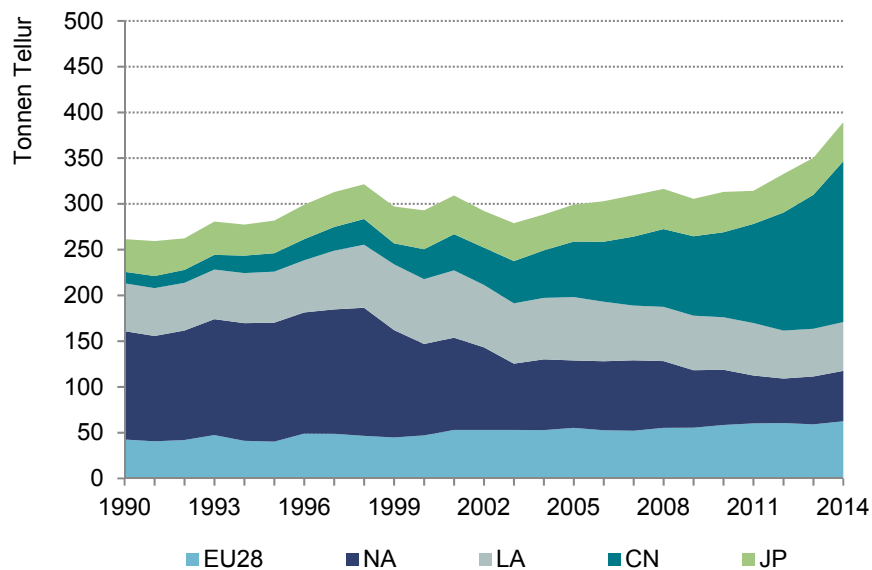


Abbildung 8-6: Simulierte historische Tellurproduktion im Zeitraum 1990 bis 2014

8.2.3 Simulation des künftigen Tellurangebots und Abgleich mit der erwarteten Nachfrage

Zunächst muss die zukünftige Förderung von primärem Kupfer abgeschätzt werden, wozu die Ergebnisse von Kapitel 8.1. dienen. Ausgangspunkt hierbei ist der Konsum kupferhaltiger Produkte in den Regionen, d.h. der Bestandszufluss. Dieses Kupfer stammt entweder aus primären oder sekundären Quellen. Da Neuschrotte fast komplett und zeitnah recycelt werden und somit näherungsweise eine neutrale Massenbilanz aufweisen, können sie aus der langfristigen Betrachtung ausgeklammert werden. Insofern lässt sich die zukünftig benötigte Primärproduktion von Kupfer über die Differenz zwischen Bestandszufluss und recycelten Altschrotten bestimmen.

Allerdings müssen hierzu noch zusätzliche Annahmen für die zukünftige EoL RR getroffen werden, da nicht der komplette Altschrott recycelt wird. Nachfolgend wird davon ausgegangen, dass sich die EoL RR für Nordamerika, China und Japan bis 2035 auf 70 % erhöht und bis 2050 auf diesem Niveau verbleibt. Für die EU 28 wird dagegen mit 80 % gerechnet, für Lateinamerika mit 50 %. Zur Abschätzung des künftigen Tellurpotentials wird weiterhin angenommen, dass die Ausbringungsrate von Tellur aus Anodenschlamm bis zum Jahr 2035 auf 80 % erhöht werden kann.

Das Berechnungsergebnis für das zukünftige Tellurangebot in den fünf betrachteten Weltregionen zeigt die grüne Kurve in Abbildung 8-7. Zusätzlich sind in Abbildung 8-7 die Nachfrageszenarien für CdTe-Zellen eingetragen.

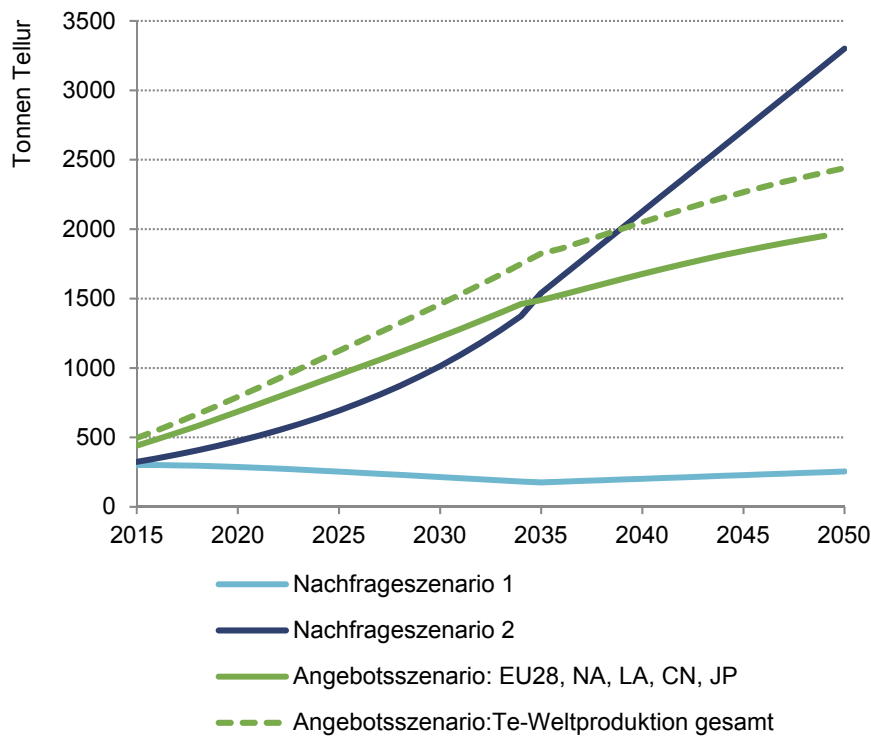


Abbildung 8-7: Angebots- und Nachfrageszenarien für den Tellurmarkt bis 2050

Beim Abgleich von Angebot und Nachfrage ist festzustellen, dass bei konservativem Ausbau der CdTe-Photovoltaik die Tellurversorgung unkritisch ist. Folgt die Installation von CdTe-Zellen dagegen einem progressiven Szenario, so kann es zu Problemen hinsichtlich der Materialverfügbarkeit kommen. Bis Anfang der 2030er Jahre kann der weltweite Tellurbedarf allein durch die Produktion in den fünf Regionen EU 28, NA, LA, CN und JP gedeckt werden. Wird unterstellt, dass die fünf Regionen auch in Zukunft für 80 % der weltweiten Tellurproduktion verantwortlich sind, so ergibt sich für die gesamte Weltproduktion der gestrichelte Angebotsverlauf. Mit diesem kann die Nachfrage im progressiven Szenario bis ca. 2040 bedient werden. Im letzten Jahrzehnt des Simulationszeitraums ist bei starkem Ausbau der CdTe-Photovoltaik keine vollständige Versorgung mit Primärmaterial möglich. Hierzu muss beispielsweise auf Sekundärmaterial aus recycelten CdTe-Modulen zurückgegriffen werden, wovon ab Mitte der 2030er Jahre auszugehen ist. Ein großer Hebel zur Adressierung des Versorgungsproblems besteht auch in einer weiteren Reduzierung der CdTe-Schichtdicke, jedoch müssen hierfür die damit einhergehenden Nachteile des Leistungsverlusts der Zellen und der höheren Herstellungskosten behoben werden. Außerdem besteht immer die Möglichkeit auf andere Photovoltaik-Technologien zurückzugreifen, die ohne Tellur auskommen. Hierzu bieten sich neben den klassischen Massivzellen aus kristallinem Silizium auch eine Reihe alternativer Dünnschicht-Technologien an, u.a. auf Basis von Silizium, Galli-

umarsenid, Kupfer-Indium-Diselenid bzw. Disulfid oder auch neuartige organische Zellen (Greenpeace und EPIA 2011, S. 20ff.; Marscheider-Weidemann et al. 2016, S. 119ff.).

9 Schlussbetrachtung

9.1 Zusammenfassung und Fazit

Das Ziel dieser Arbeit war die Weiterentwicklung der vorhandenen globalen Stoffstrommodellierung hin zu regionalen Kupfer-Simulationsmodellen für die EU 28, Nord- und Lateinamerika, China und Japan. Neben Kupferflüssen und -beständen bilden davon abgeleitete Recyclingindikatoren ein zentrales Ergebnis.

Hierzu wurden die einzelnen Stufen im Kupferkreislauf – Primärproduktion, Metallherzeugung, Halbzeugherstellung, Fabrikation und Gebrauch von Endprodukten und das Recycling von Kupfer – im Detail analysiert und zugehörige Inputdaten erfasst. Gut dokumentierte Statistiken existieren für die Primär- und Raffinadeproduktion und teilweise auch für die Halbzeugherstellung. Letztere wird in 18 Halbzeuge unterteilt, die zu 17 verschiedenen Endprodukten weiterverarbeitet werden. Hierfür kann auf interne Angaben der Kupferindustrie zurückgegriffen werden. Der Kupferbestand repräsentiert das momentan in Gebrauch befindliche Kupfer und wird mittels einer Aging Chain berechnet. Maßgeblichen Einfluss auf die Höhe des Bestands haben die Produktlebensdauern, die zwischen 8 Jahren für Elektronikprodukte und 50 Jahren für Gebäudeanwendungen betragen. Dabei gibt es jedoch regionale Unterschiede, so beträgt die Gebäudelebensdauer in China lediglich 30 Jahre. Aus dem Bestand abfließende End-of-Life Produkte bilden das Kupferschrottaufkommen, welches in 6 Schrottarten unterteilt ist und zunächst gesammelt und dann aufbereitet werden muss. Die Aufbereitungsprozesse wurden für jede Schrottart untersucht und die zugehörigen Effizienzen hergeleitet. Diese liegen zwischen 16 % für Hausmüll und 93 % für Schrotte aus dem Baubereich, wobei sich wiederum regionale Unterschiede ergeben können. Essentielle Inputdaten sind Importe bzw. Exporte von Kupfer und kupferhaltigen Produkten, die auf jeder Stufe des Kupferkreislaufs auftreten. Hierzu wurden 366 relevante HS-Codes von der UN Comtrade Datenbank abgefragt und mit einem spezifischen Kupfergehalt versehen. Die regionalen Kreisläufe wurden schließlich als dynamische top-down Modellierungen in die Simulationssoftware implementiert. Kernpunkt der Implementierung bildet die Schließung der Massenbilanz. Hierbei wird die Sammelquote für Altschrott – unter Berücksichtigung von Nebenbedingungen wie Im- und Exporten – automatisch so eingestellt, dass der extern vorgegebene Sekundärmaterialbedarf von Raffinade- und Halbzeugproduktion exakt gedeckt werden kann. Nur am Rande berücksichtigt wurden Potentiale und Entwicklungen der passiven anthropogenen Lager. Hierzu wurden an einigen Stellen lediglich erste Abschätzungen für das auf Siedlungssabfalldeponien und in Verhüttungsrückständen gebundene Kupfer vorgenommen.

Zur Auswertung der Simulationsergebnisse wurden für jede Region Sankey-Diagramme für das Jahr 2014 und kumuliert für den Zeitraum 2005 bis 2014 erstellt. Kupferbestände, Außenhandelsflüsse, Schrottaufkommen und Recyclingraten der einzelnen Regionen wurden darüber hinaus im Zeitverlauf analysiert. Dabei zeigen sich in den Kreisläufen regional unterschiedliche Schwerpunkte. So liegt der Fokus Lateinamerikas auf der Förderung von Primärkupfer, das entweder als Konzentrat oder Kathoden exportiert wird, die übrigen Flüsse und der anthropogene Kupferbestand spielen eine untergeordnete Rolle. In Nordamerika findet zwar ebenfalls eine signifikante Primärförderung statt, dominierend im Kreislauf ist jedoch der Konsum von Endprodukten, die zu einem großen Teil importiert werden. Dies führt zu einem hohen Kupferbestand von knapp 90 Mio. t bzw. rund 250 kg pro Kopf. Gleichzeitig sind hohe Ausfuhren von Schrott festzustellen, zu denen noch eine beträchtliche Menge illegaler Exporte hinzukommt. Die Herstellung kupferhaltiger Endprodukte ist der Schwerpunkt des chinesischen Kupferkreislaufs. Dabei werden beträchtliche Mengen an Rohmaterial eingeführt – d.h. Konzentrate, Kathoden und Schrott –, das dann weiterverarbeitet wird. Zwei Dritteln der in China hergestellten Endprodukte werden inländisch nachgefragt, ein Drittel davon geht in den Export. Enge Verbindungen zu China weist der japanische Kupferkreislauf auf. Obwohl Japan über keine eigene Primärförderung verfügt, wurden in 2014 rund 1,6 Mio. t Kupferkathoden produziert und ein signifikanter Teil nach China ausgeführt. Aufgrund des hohen Entwicklungsstands gibt es in Japan ein verhältnismäßig großes Schrottaufkommen, das effizient aufbereitet wird. Der Kupferkreislauf der EU 28 zeichnet sich aus durch seine Ausgeglichenheit, da auf jeder Kreislaufstufe nennenswerte Kupferflüsse zu verzeichnen sind. So produziert Europa Primärmaterial und Kathoden – jeweils ergänzt um Nettoimporte – und besitzt nach China die weltweit zweitgrößte Halbzeugproduktion. Die europäische Industrie verbaut weiterhin rund 3 Mio. t Kupfer in Endprodukten, die zwar zum Teil exportiert werden, was sich jedoch durch gleich hohe Importe in der Handelsbilanz wieder ausgleicht. Die leistungsfähige Recyclingindustrie zeigt sich sowohl in hohen absoluten Flüssen von Sekundärmaterial, als auch in einer Altschrott-Recyclingrate von bis zu 74 %.

Zur Prüfung der Modellergebnisse wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, in der sich die Indikatoren RIR, EoL RIR, Overall RER und OSR als verhältnismäßig robust erwiesen haben, wohingegen EoL CR und EoL RR anfälliger für Unsicherheiten sind. Erweitert wurden die regionalen Kupferflussmodelle um eine Simulation der regionalen Kupferbestände sowie ihrer Zu- und Abflüsse bis zum Jahr 2050. Desweiteren konnte am Beispiel Tellur die Verknüpfung von regionalen Kupferkreisläufen mit einem Nebenprodukt von Kupfer veranschaulicht werden. Dabei wurden sowohl die historische Tellurproduktion mittels der Kupferkreisläufe berechnet, als auch das zukünftige Tellurangebot bis 2050 abgeschätzt. Zusätzlich konnte anhand zweier Nachfrageszenarien

gezeigt werden, dass im Fall eines starken Ausbaus der CdTe-Photovoltaik eine Materialknappheit droht.

Die oben genannte Zielsetzung konnte durch die vorliegende Arbeit erfüllt werden. Die erstellten Simulationsmodelle leisten in mehrerer Hinsicht einen Beitrag zur Weiterentwicklung der Materialflussmodellierung auf regionaler Ebene. Aus methodischer Sicht wurden dynamische Stoffstrommodelle mittels eines einheitlichen Ansatzes für mehrere Weltregionen erstellt, was zuvor nur statisch durchgeführt wurde. Zum Anderen wurden aus Datenperspektive zum ersten Mal Import- und Exportflüsse von Kupfer und kupferhaltigen Produkten für jede Stufe des Kupferkreislaufs systematisch erfasst, ausgewertet und für eine dynamische Materialflusssimulation genutzt.

9.2 Ausblick

Eine Stärke des vorliegenden systemdynamischen Modells ist die einfache Erweiterungsmöglichkeit und Veränderbarkeit. Dies ermöglicht ohne größeren Aufwand eine Anpassung der zugrundeliegenden Daten oder Modellstrukturen, sollte sich zukünftig herausstellen, dass einzelne Werte oder Strukturen nicht korrekt oder nicht mehr aktuell sind. Hier ergeben sich Anknüpfungspunkte für zukünftige Arbeiten, wobei wiederum nach Methodik und Datenperspektive unterschieden werden kann.

Die Datenlage für Regionen wie Lateinamerika oder China ist immer noch mit größeren Unsicherheiten behaftet als in den entwickelten Ländern Nordamerikas und Europas. Aus diesem Grund sind hierfür zusätzliche Arbeiten zur Datenerhebung wünschenswert. Insbesondere beim chinesischen Recyclingsektor, der geprägt ist durch eine große Heterogenität hinsichtlich der verwendeten Aufbereitungstechnologien sowie bei der Auslegung von Umwelt- und Einfuhrgesetzen, können genauere Daten erheblich zur Reduzierung von Unsicherheiten in Materialflüssen und Recyclingindikatoren beitragen. Trotz besserer Datenlage ist aber auch das Funktionieren europäischer Schrottmärkte noch weitgehend intransparent. Vor allem die Mechanismen bei Sammlung, Lagerung und Handel von EoL-Schrotten sind kaum untersucht. Da top-down modellierte Stoffstrommodelle hier an ihre Grenzen stoßen, bieten sich bottom-up Akteursanalysen an, wie z.B. gezielte Befragungen oder agentenbasierte Modellierungen zur Simulation des Marktverhaltens von Individuen. Zum Abgleich und zur Verifizierung der Modellergebnisse sind außerdem zusätzliche Datenerhebungen bzw. Aktualisierungen externer Vergleichswerte, wie z.B. die Kupferbestände Osteuropas, hilfreich.

Methodisch bieten sich zusätzliche Modellerweiterungen als künftig zu erstellende Fortentwicklungen an. Wie bereits in dieser Arbeit für das Beispiel Tellur gezeigt, können auf Basis des Kupferkreislaufs Analysen für Nebenprodukte erstellt werden. Neben

der Untersuchung und genaueren Ausmodellierung weiterer Nebenprodukte der Kupferförderung ist auch die Verknüpfung des Kupferkreislaufs mit Flüssen seiner wichtigsten Legierungselemente Zinn und Zink denkbar. Auch hier bietet sich der regionale Ansatz aufgrund seines höheren Informationsgehalts im Vergleich zur globalen Modellierung an. Darüber hinaus wäre für zukünftige Erweiterungen zu erwägen, auch die gesamten Potentiale der passiven anthropogenen Lager zu berücksichtigen, sofern und sobald Technologien vorliegen, diese wirtschaftlich im Hinblick auf die Nutzung von Ressourcen wie Kupfer auszubeuten. Dieses Themenfeld unterliegt derzeit einer massiven Entwicklung und bildet quasi die Brücke zwischen Primär- und Sekundärproduktion. Weitere Forschungen am Fraunhofer ISI und der TU Clausthal gehen außerdem in Richtung einer gemeinsamen Betrachtung von Stoffströmen und makroökonomischen Input-Output Tabellen. Ziel ist hierbei das Aufzeigen der Verbindung zwischen monetären Geld- und physischen Materialflüssen durch die verschiedenen Sektoren einer Volkswirtschaft, wobei eine Wertschöpfung stattfindet. Die vorliegende Arbeit bietet hierzu aufseiten der Stoffströme eine ideale Ausgangsbasis.

Anhang

A.1 Industrial Ecology: Definitionen

„Industrial ecology may be defined briefly as the means by which our species can deliberately and rationally approach and maintain a desirable global carrying capacity. [...] As implied by the term, industrial ecology relies on a systems-oriented approach to integration of human economic activity and material management into fundamental biological, chemical, and physical global systems” (Allenby 1992)

„The idea is first to understand how the industrial system works, how it is regulated, and its interaction with the biosphere; then, on the basis of what we know about ecosystems, to determine how it could be restructured to make it compatible with the way natural ecosystems function.” (Erkman 1997)

„ [Industrial Ecology] ...starts to reconstruct the fundamental relationship between man and nature. Human societies begin to look like part of the global ecosystem, no longer standing outside of nature.” (Ehrenfeld 1997)

„The development of industrial ecology is an attempt to provide a new conceptual framework for understanding the impacts of industrial systems on the environment. [...] This new framework serves to identify and then implement strategies to reduce the environmental impacts of products and processes associated with industrial systems, with an ultimate goal of sustainable development. Industrial ecology is the study of the physical, chemical, and biological interactions and interrelationships both within and between industrial and ecological systems.” (Garner und Keoleian 1995)

„IE should not be considered a prescription of fixed solutions and actions. Rather, it should be considered an approach to examining industry-environment issues with some desirable goals in mind.” (Sagar und Frosch 1997)

A.2 Ergänzende Erläuterungen zum Kupferkreislauf

A.2.1 Effizienzverluste bei der Verhüttung

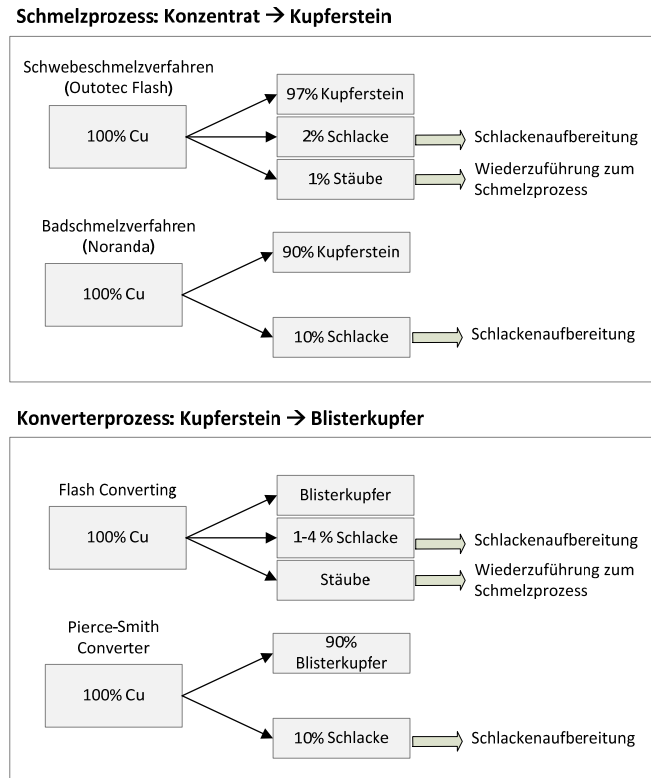


Abbildung A.2-1: Prozentuale Materialverteilung bei den gängigsten Schmelz- und Konverterprozessen von Kupfer. Quelle: Eigene Darstellung, Prozentwerte abgeleitet aus Schlesinger et al. (2011, S. 192ff.).

A.2.2 Minenproduktion

Tabelle A.2-1: Minenproduktion nach Weltregion unterteilt nach Konzentratproduktion und SXEW-Herstellung. In [kt] Kupfer
Datenquellen: BGR (2012), CDA (2010-2016), Cochilco (2001-2014), ICSG (2010a, 2012), RMG (2014), USGS (1994-2014)

[Einheit: kt Kupfer]	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
EU28																									
SXEW	0	0	0	0	0	0	2	4	5	5	5	5	4	3	1	0	0	0	3	8	31	46	72	73	74
Konzentrate	665	662	666	726	709	734	759	753	773	813	819	772	773	809	849	819	806	732	707	721	726	737	754	770	774
Σ Minenproduktion	665	662	666	726	709	734	760	757	777	818	824	777	777	811	850	819	806	732	710	729	757	782	826	843	848
Nordamerika																									
SXEW	398	444	505	494	495	542	577	589	611	586	557	624	542	591	584	554	530	506	511	477	431	448	472	475	508
Konzentrate	1986	1997	2024	2039	1972	2035	2032	2011	1955	1634	1527	1350	1198	1086	1139	1181	1273	1261	1406	1198	1204	1256	1277	1377	1564
Σ Minenproduktion	2384	2441	2529	2533	2467	2576	2608	2600	2566	2220	2084	1974	1740	1677	1723	1735	1803	1766	1917	1675	1635	1704	1749	1852	2072
Lateinamerika																									
SXEW	152	174	183	199	227	445	769	1029	1259	1528	1556	1730	1828	1901	1881	1843	1912	2064	2209	2355	2347	2320	2292	2191	2092
Konzentrate	2101	2359	2446	2581	2739	2921	3210	3282	3470	4026	4146	4327	4164	4449	5255	5248	5176	5453	5012	4908	4946	4931	5259	5857	5975
Σ Minenproduktion	2253	2533	2629	2781	2966	3366	3979	4311	4728	5554	5702	6057	5992	6349	7136	7091	7089	7517	7221	7263	7293	7251	7551	8048	8066
China																									
SXEW	0	0	0	0	0	0	0	15	18	13	20	18	25	10	10	15	16	18	20	25	35	35	30	40	26
Konzentrate	285	304	334	345	396	445	439	496	486	520	593	587	568	610	742	762	873	928	1070	1045	1165	1275	1598	1680	1607
Σ Minenproduktion	285	304	334	345	396	445	439	511	504	533	613	605	593	620	752	777	889	946	1090	1070	1200	1310	1628	1720	1632
Japan																									
SXEW	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Konzentrate	13	12	12	10	6	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Σ Minenproduktion	13	12	12	10	6	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

A.2.3 Raffinadeproduktion

Tabelle A.2-2: Raffinadeproduktion nach Weltregion. In [kt] Kupfer.
Datenquellen: BGR (2012), CDA (2010-2016), Cochilco (2001-2014),
ICSG (2010a, 2012), NRCan (2009), RMG (2014), USGS (1994-2014)

[Einheit: kt Kupfer]	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
EU28	1940	1879	1940	2088	2049	2093	2312	2411	2324	2282	2357	2378	2433	2361	2394	2392	2426	2390	2533	2489	2626	2703	2756	2689	2760
NA	2536	2538	2679	2812	2780	2853	2909	3030	3054	2669	2341	2368	2005	1765	1836	1745	1751	1763	1712	1496	1409	1304	1277	1340	1411
LA	1784	1826	1859	1874	1926	2180	2516	2991	3377	3735	3732	3992	3918	3926	3940	3967	3934	3938	4067	4208	4133	4104	3932	3822	3681
CN	558	560	659	733	736	1080	1119	1179	1211	1045	1356	1513	1613	1836	2199	2600	3003	3499	3795	4051	4541	5163	5879	6667	7649
JP	1008	1076	1161	1189	1119	1188	1251	1279	1277	1341	1437	1425	1401	1435	1380	1395	1532	1577	1540	1440	1549	1328	1516	1476	1554

Tabelle A.2-3: Sekundärmaterialeinsatz bei der Raffinadeproduktion. In [kt] Kupfer.
Datenquellen: USGS (1994-2014), eigene Schätzungen

[Einheit: kt Kupfer]	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
EU28	647	647	666	649	800	872	823	929	908	923	929	768	823	752	794	719	832	811	857	802	824	832	852	823	793
NA	488	453	464	502	437	443	427	482	422	302	269	215	95	80	81	78	81	92	96	71	68	67	69	77	76
LA	44	67	97	32	44	51	18	17	33	32	33	33	24	24	24	24	51	64	63	44	46	43	45	49	46
CN	160	160	229	245	254	467	428	379	341	338	347	300	350	430	620	750	1000	1200	1200	1400	1700	1850	1950	2200	2300
JP	115	109	115	90	94	107	111	121	128	126	149	139	190	179	192	168	190	207	212	202	215	233	245	258	260

Tabelle A.2-4: Änderungen des Bestands an raffiniertem Kupfer nach Weltregion. In [kt] Kupfer.
Datenquellen: ICSG (2012), Statistics Bureau Japan (2016), eigene Schätzungen

[Einheit: kt Kupfer]	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
EU28	19	5	9	-12	-4	-20	24	34	29	-36	36	8	2	-36	1	-22	9	8	-5	-11	-7	6	-8	-12	0
NA	1	132	73	-52	-34	44	-17	168	218	33	-231	618	78	-374	-522	-68	128	-64	69	235	-50	25	-173	22	-65
LA	23	-18	83	10	7	5	41	13	-15	39	33	98	-1	194	-210	-79	95	-75	-16	23	-144	13	128	100	-250
CN	0	0	0	0	31	-27	-1	-1	4	10	-38	-33	-2	-7	17	120	-230	220	-20	580	210	480	430	280	100
JP	-1	24	20	8	-15	4	-34	34	3	-40	-7	20	-30	17	-5	-7	5	-1	22	-20	6	14	21	-58	18

A.2.4 Halbzeugproduktion bzw. -verwendung

Tabelle A.2-5: Halbzeugherstellung bzw. -verwendung nach Weltregion. Datenquellen: Ab 2006 ICA (2006-2014), 1995-2005 IWCC (2016a)

[Einheit: kt Kupfer]	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
EU28	Halbzeugverwendung																								
Wire Mill	1679	1643	1680	1681	1782	1883	1890	1977	2131	2030	2127	2145	2096	2209	2224	2203	2299	2360	2340	2046	2018	2089	2027	2057	2092
Brass Mill Copper	887	868	888	888	941	995	976	984	991	975	1011	950	929	948	987	925	1147	955	943	812	808	729	644	590	607
Brass Mill Alloy	1020	998	1020	1021	1082	1144	1012	1137	1219	1185	1326	1183	1070	1017	1074	986	1247	1090	967	802	865	1010	868	906	905
Founrdry	189	185	189	189	200	212	204	216	229	221	235	225	215	220	225	217	222	233	230	232	202	215	215	215	215
Nordamerika	Halbzeugproduktion																Halbzeugverwendung								
Wire Mill	1948	1862	1953	2139	2409	2285	2335	2522	2566	2639	2654	2313	2060	1972	2152	2036	2036	1877	1636	1411	1317	1363	1314	1293	1289
Brass Mill Copper	792	738	769	827	950	941	996	1062	1118	1159	1196	1037	1027	976	994	953	850	866	749	531	553	537	529	522	549
Brass Mill Alloy	396	369	385	413	475	470	498	531	559	580	598	519	514	488	497	477	511	522	440	328	410	400	382	373	362
Founrdry	452	382	382	377	396	357	348	345	367	393	376	360	338	336	333	337	391	358	346	199	113	121	121	121	121

Lateinamerika	Halbzeugproduktion																Halbzeugverwendung											
	365	365	365	410	471	400	421	490	580	585	706	707	572	579	637	651	701	842	925	720	947	782	791	863	888			
Wire Mill	112	112	112	126	144	123	129	150	178	179	216	217	175	178	196	200	215	285	343	240	279	323	145	248	156			
Brass Mill Copper	84	84	84	94	108	92	97	113	133	134	162	162	131	133	146	150	161	191	211	191	187	183	167	175	226			
Brass Mill Alloy	18	18	18	20	24	20	21	24	29	29	35	35	29	29	32	33	35	51	54	43	44	53	53	53	53			
Founrdry																												
China	Halbzeugproduktion																Halbzeugverwendung											
	486	539	676	764	838	1064	1096	1108	1118	1233	1296	1619	1896	2257	2511	2286	3048	3326	4001	4299	4915	4818	5925	6438	6917			
Wire Mill	90	121	166	197	80	53	68	91	160	139	346	416	493	648	763	911	1414	1522	1395	1525	1854	2179	2081	2223	2395			
Brass Mill Copper	173	170	200	216	374	522	524	509	445	529	352	390	453	578	626	965	1209	1346	1141	1438	1593	1959	1550	1737	1816			
Brass Mill Alloy	48	53	66	75	82	105	108	109	110	121	127	155	181	222	249	266	408	381	401	611	466	519	519	519	519			
Founrdry																												
Japan	P																V											
	1155	1126	1097	1069	1040	1011	977	942	908	873	839	750	696	688	727	751	784	885	872	685	738	754	644	655	661			
Wire Mill	466	516	468	459	505	548	550	545	485	505	556	474	457	472	504	481	448	453	431	304	473	403	352	350	382			
Brass Mill Copper	447	456	397	393	403	408	395	391	326	334	364	316	305	312	322	304	291	266	241	159	282	192	217	213	220			
Brass Mill Alloy	44	45	40	43	47	51	47	56	46	51	60	40	46	47	52	48	80	85	79	75	64	69	69	69	69			
Founrdry																												

A.2.5 Standardabweichungen der Lebensdauerverteilungen

Mithilfe der in der untenstehenden Tabelle aufgeführten Standardabweichungen werden die Normalverteilungen gebildet, mit denen die Lebensdauer von Endprodukten simuliert wird. Da die Werte dieser Standardabweichungen nur einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Modellergebnisse haben (Glöser et al. 2013), werden hierfür eigene Abschätzungen als ausreichend erachtet.

Tabelle A.2-6: Standardabweichungen der Normalverteilungen zur Modellierung der Produktlebensdauern [Einheit: Jahre]. Quelle: Eigene Schätzung

Endprodukte	Standardabweichungen
Plumbing	7
Building Plant	7
Architecture	8
Communications	5
Electrical Power	7
Power Utility	7
Telecommunications	6
Industrial Electrical	3
Industrial Non Electrical	4
Automotive Electrical	2
Automotive Non Electrical	2
Other Transport	5
Consumer & General Products	4
Cooling	3
Electronic	2
Diverse	4

A.2.6 Schrottmatrix

Die Aufteilung der Endprodukte auf die Schrottarten erfolgt mithilfe der Matrizen in Tabelle A.2-7 und Tabelle A.2-8. Da für Europa und Nordamerika eine geeignete Datengrundlage verfügbar ist, konnte für diese Regionen eine angepasste Schrottmatrix erstellt werden. Für die übrigen Regionen wurde auf die Werte aus dem globalen Modell von Glöser et al. (2013) zurückgegriffen.

Obwohl gemäß dem Kreislaufschema dissipative Verluste vor der Zuordnung der Endprodukte zu Schrottarten auftreten, kann dies in der modelltechnischen Umsetzung zu einem Schritt zusammengefasst werden. Aus diesem Grund sind in den Schrottmatrizen zusätzlich noch die während der Gebrauchsphase auftretenden, dissipativen Verluste enthalten, sowie jenes Kupfer, welches in unzugänglichen EoL-Produkten enthalten und deshalb nicht wirtschaftlich wiedergewinnbar ist (siehe auch Kapitel 3.9).

Tabelle A.2-7: Die Schrottmatrix für die EU 28 und Nordamerika

	C&D	MSW	WEEE	ELV	IEW	INEW	Dissipative Verluste (wäh- rend Gebrauch)	Zurzeit nicht wiedergewinnba- res Kupferl	Summe
Plumbing	0.95	0	0	0	0	0	0.01	0.04	1
Building Plant	0.95	0	0	0	0	0	0.01	0.04	1
Architecture	0.99	0	0	0	0	0	0.01	0	1
Communications	0.9	0	0	0	0.04	0	0.01	0.05	1
Electrical Power	0.79	0	0	0	0.2	0	0.01	0	1
Power Utility	0.49	0	0.1	0	0.4	0	0.01	0	1
Telecommunications	0.6	0	0.3	0	0.04	0	0.01	0.05	1
Electrical Industrial	0	0	0.1	0	0.89	0	0.01	0	1
Non Electrical Industrial	0	0	0	0	0	0.99	0.01	0	1
Electrical Transport	0	0	0.1	0.89	0	0	0.01	0	1
Non Electrical Transport	0	0	0	0.99	0	0	0.01	0	1
Other Transp.	0	0	0.09	0	0.2	0.7	0.01	0	1
Consumer and general p	0	0.2	0.6	0	0.15	0	0.05	0	1
Cooling	0	0	0.5	0	0.49	0	0.01	0	1
Electronic / Data	0	0.35	0.4	0	0.2	0	0.05	0	1
Diverse	0	0.3	0.45	0.1	0.05	0	0.1	0	1
Powder	0	0	0	0	0	0	1	0	1

Tabelle A.2-8: Die Schrottmatrix für Lateinamerika, China und Japan

	C&D	MSW	WEEE	ELV	IEW	INEW	Dissipative Verluste (wäh- rend Gebrauch)	Zurzeit nicht wiedergewinnba- res Kupferl	Summe
Plumbing	0.95	0	0	0	0	0	0.01	0.04	1
Building Plant	0.95	0	0	0	0	0	0.01	0.04	1
Architecture	0.99	0	0	0	0	0	0.01	0	1
Communications	0.6	0	0.3	0	0.04	0	0.01	0.05	1
Electrical Power	0.79	0	0.2	0	0	0	0.01	0	1
Power Utility	0.49	0	0.1	0	0.4	0	0.01	0	1
Telecommunications	0.6	0	0.3	0	0.04	0	0.01	0.05	1
Electrical Industrial	0	0	0.1	0	0.89	0	0.01	0	1
Non Electrical Industrial	0	0	0	0	0	0.99	0.01	0	1
Electrical Transport	0	0	0.1	0.89	0	0	0.01	0	1
Non Electrical Transport	0	0	0	0.99	0	0	0.01	0	1
Other Transp.	0	0	0.09	0.7	0.2	0	0.01	0	1
Consumer and general p	0	0.2	0.75	0	0	0	0.05	0	1
Cooling	0	0	0.5	0	0.49	0	0.01	0	1
Electronic / Data	0	0.05	0.9	0	0	0	0.05	0	1
Diverse	0	0.2	0.55	0.1	0.05	0	0.1	0	1
Powder	0	0	0	0	0	0	1	0	1

A.3 Technische Recyclingprozesse

A.3.1 E-Schrott (WEEE)

Tabelle A.3-1: Kupfergehalte im E-Schrott – Literaturlauswertung

Kupfergehalt	Quelle
4,4 %	Chancerel et al. (2009)
4,1 %	Morf und Taverna (2004, S. 10)
5,0 %	Wagner et al. (2012, S. 52)
7,0 %	Friedrich (2011)
7,3 %	Ruhrberg (2006)
10,0 %	Schäfer (2004, S. 47)
4,6 % (Konsumgüter)	Bertram et al. (2002)
14,5 % (Investitionsgüter)	
7,0 % (EEE)	Five Winds International (2008, S. 19)
10,0 % (Elektrowerkzeuge)	
3,0 % (Fernseher)	
5,0 % (Weiße Ware)	

Tabelle A.3-2: Kupfergehalt der in Demontage und Handklaubung manuell aussortierten kupferhaltigen Teile vor bzw. nach dem Shredderprozess – Literaturauswertung

Fraktion	Kupfergehalt	Quelle
Fe-Cu Verbünde	10 - 20 %	DKI (o.D., S. 6)
	13 %	Ruhrberg (2006)
	4 - 20 %	Martens (2011, S. 116)
	15 - 30 %	Welter (2013, S. 2)
	15 - 20 %	Brahmst (2006, S. 24)
Kabel	40 %	Ruhrberg (2006)
	80 %	Martens (2011, S. 116)
	36 %	Schäfer (2004, S. 43)
Leiterplatten (PCBs)	18 %	Maurell-Lopez et al. (2012)
	20 %	Schluep et al. (2009, S. 29)
	25 %	Five Winds International (2008, S. 19)
	13 - 21 %	Morf und Taverna (2004, S. 62)
	20 %	Fleischer et al. (2000)

Tabelle A.3-3: Massenanteile kupferhaltiger Fraktionen beim WEEE-Recycling – Literaturlauswertung.
Differenz zu 100 % bedingt durch nicht-kupferhaltige Fraktionen, die hier nicht berücksichtigt sind.

Demontage / Vorsortierung			Shredder			Quelle	Anmerkung
Kabel	PCB	Fe-Cu	Fe	SSF	SLF		
	5,5 %	12,5 %	32,9 %	2,6 %	26,5 %	Chancerel et al. (2009)	Versuch mit Geräten der SG* 3.
2,0 %	2,0 %	7,0 %	31,0 %	7,0 %	26,0 %	Morf und Taverna (2004, S. 10)	Versuche mit Geräten der SG* 2,3,4 und aufbereiteten Fraktionen aus Sortierbetrieben
1,4 %			36,9 %	19,6 %	19,1 %	Fröhlich (2009)	
27,0 %			33,0 %	13,0 %	26,0 %	Maurell-Lopez et al. (2012)	
1,6 %	1,3 %		58,0 %		21,0 %	Arx (2006, S. 54)	Mischschrott Schweiz 2004
1,3 %	1,9 %			52,0 %	13,3 %	Sander et al. (2004, S. 14)	Mischschrott Schweiz 2002
			73,0 %	7,0 %	20,0 %	Fraunhofer ISI (2013)	Großshredder mit 75 % Konsumgüterschrott
2,9 %	1,7 %	0,8 %				Hausmann (2005, S. 48)	Versuche mit Geräten der SG* 2,3,4
			68,0 %	7,0 %	14,0 %	Kramer (2006, S. 26)	Weißer Ware ohne FCKW
			63,0 %	8,0 %	18,0 %	Kramer (2006, S. 28)	Kühlgeräte mit FCKW, Klimageräte
			43,0 %	24,0 %	22,0 %	Kramer (2006, S. 44)	Elektrogeräte ohne weißer Ware

*SG = Geräteklassifikation nach Sammelgruppe des deutschen ElektroG (2015).

A.3.2 Altfahrzeuge (ELV)

Tabelle A.3-4: Kupfergehalte in End-of-Life Fahrzeugen – Literaturlauswertung

Kupfergehalt	Quelle
1,4 %	ICSG (2005, S. 51)
2,0 %	Erdmann (2004, S. 104)
1,0 - 2,0 %	Schäfer (2004, S. 44)
1,0 - 2,2 %	Five Winds International (2008, S. 19)
1,4 %	Graedel et al. (2002)
15 - 20 kg	Bleischwitz et al. (2010, S. 42)
15 kg (PKW)	Arx (2006, S. 55)
60 kg (NFZ)	Arx (2006, S. 56)

Tabelle A.3-5: Kupfergehalt der SLF beim Shreddern von ELV – Literaturlauswertung

Kupfergehalt	Quelle
1,0 - 1,4 %	Brahmst (2006, S. 26)
2,3 %	ICSG (2005, S. 52)
3,0 %	Erdmann (2004, S. 104)
1,0 - 4,0 %	Wagner et al. (2012, S. 48)
2,6 %	Kohlmeier (2011)

Tabelle A.3-6: Massenanteile kupferhaltiger Fraktionen beim ELV-Recycling – Literaturlauswertung

Trockenlegung	De-montage	Fe-Fraktion	SSF	SLF	Quelle	Anmerkung
1,4 %	37,1 %	41,4 %	3,0 %	17,2 %	Schubert et al. (2006, S. 16)	Shreddern ohne Motor und Getriebe
1,4 %	15,9 %	57,7 %	6,6 %	18,4 %	Schubert et al. (2006, S. 17)	Shreddern mit Motor und Getriebe
2,3 %	9,1 %	70,0 %	6,0 %	22,0 %	ICSG (2005, S. 17)	Fe, SSF, SLF: Bezogen auf Shredderinput
2,0 %	32,0 %*	70 - 75 %	5 - 7 %	18 - 23 %	Martens (2011, 262; 256)	Fe, SSF, SLF: Bezogen auf Shredderinput
		70 - 75 %	3 - 8 %	20 - 25 %	Goldmann (2009b)	Bezogen auf den Shredderinput
2,2 %	4,9 %	71,7 %	5,9 %	22,4 %	Schäfer (2004, 46; 65)	Fe, SSF, SLF: Bezogen auf Shredderinput
		65 - 70 %	10 - 12 %	25,0 %	Dalmijn und Jong (2007)	Bezogen auf den Shredderinput
		46,6 %	1,8 %	16,3 %	Erdmann (2004, S. 104)	
15 %		60 - 75 %	5 - 15 %	15 - 20 %	Wagner et al. (2012, S. 47)	
		65 - 70 %	5 - 10 %	20 - 25 %	Staudinger und Keoleian (2001, S. 18)	Bezogen auf den Shredderinput
5,6 %	9,5 %	50,2 %	19,2 %	14,5 %	Kummer (2008)	
		70 - 80 %	4 - 7,5 %	25 - 30 %	Brahms (2006, 25f.)	Bezogen auf den Shredderinput

* Teilt sich auf in 11 % Ersatzteile, 9 % metallische Werkstoffe, 2 % Elektr. Komponenten, 10 % sonstige, nicht kupferhaltige Teile

A.4 Ergänzende Simulationsergebnisse

A.4.1 EU 28

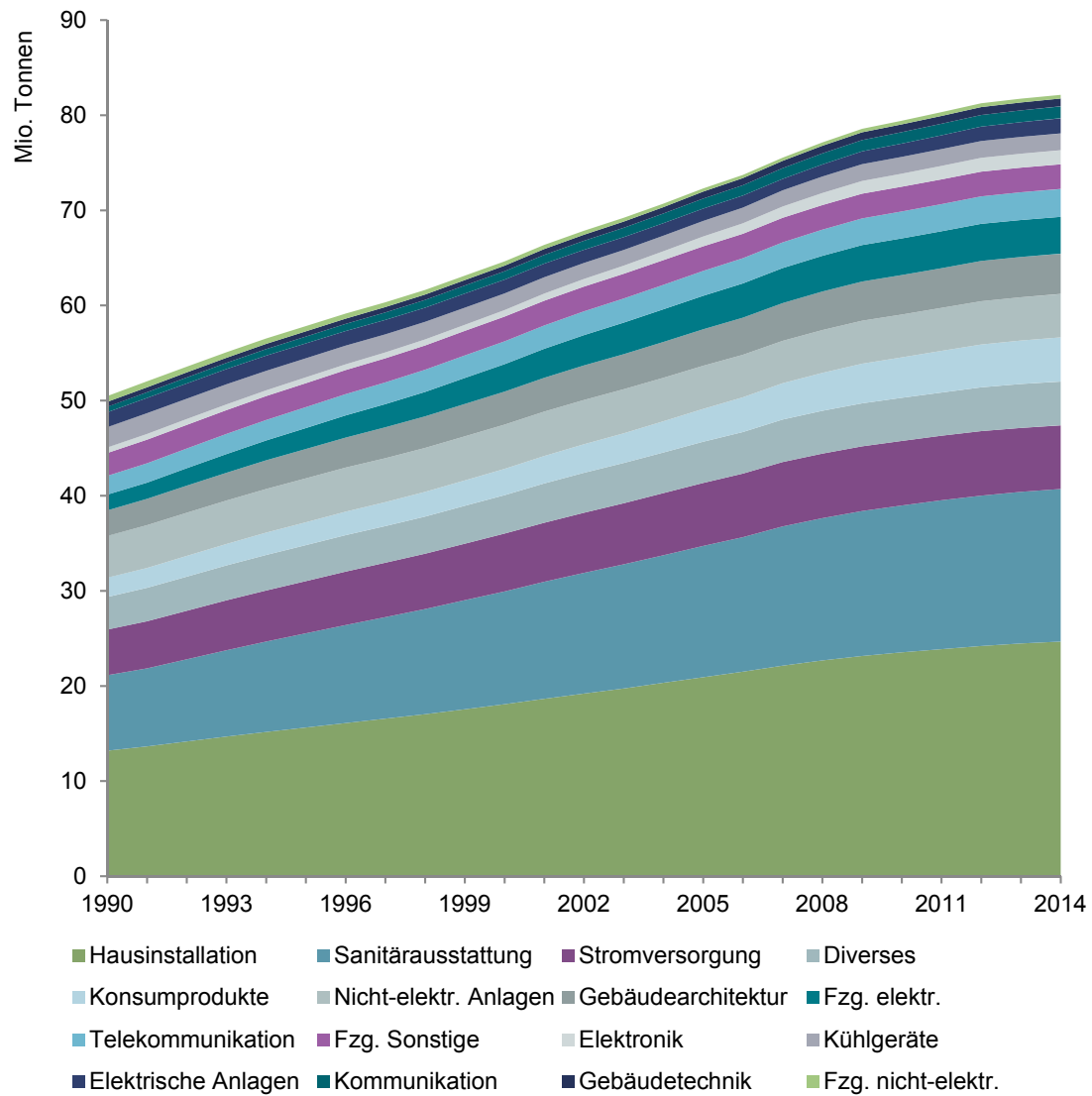


Abbildung A.4-1: EU 28 – Anthropogener Kupferbestand im Simulationszeitraum nach Endprodukten.

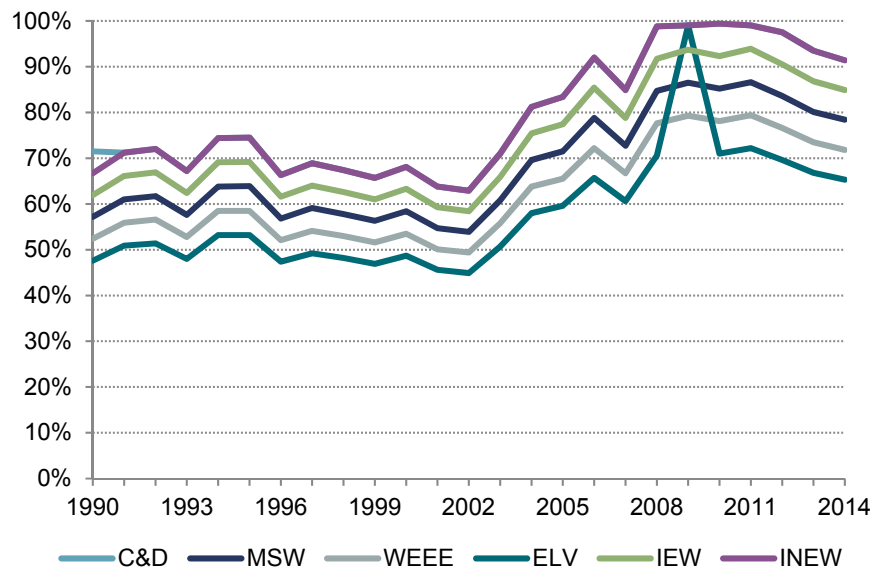


Abbildung A.4-2: EU 28 – EoL CR nach Schrottart. Die Kurven der EoL CR von C&D und INEW weisen den gleichen Verlauf auf und liegen übereinander.

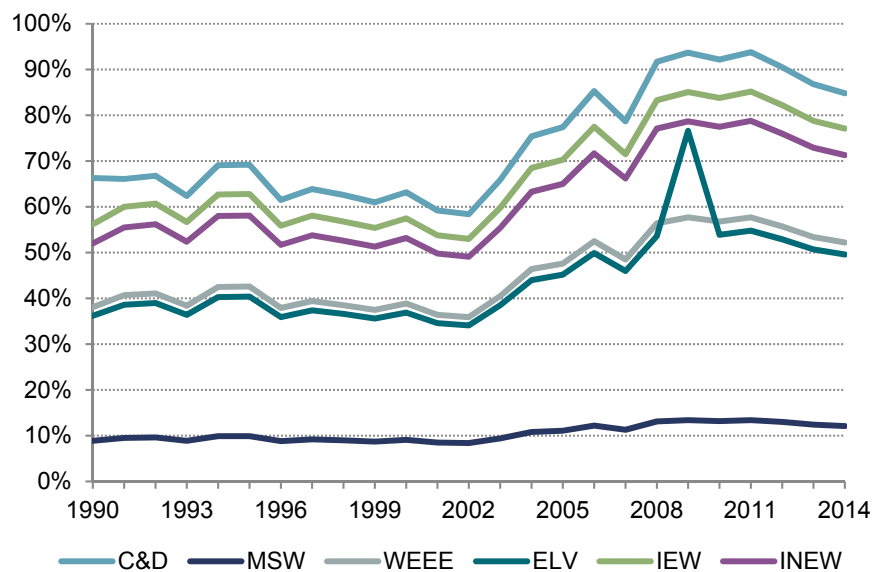


Abbildung A.4-3: EU 28 – EoL RR nach Schrottart

Im Jahr 2009 wurde aufgrund der damals eingeführten Abwrackprämie für Altfahrzeuge das Modell so angepasst, dass die ELV-Sammelquote bei 100 % liegt. Dieser Einmal-effekt ist in den Abbildungen A.4-2 und A.4-3 deutlich als Peak erkennbar. Im Zuge der Abwrackprämie wurden jedoch zum Teil auch Fahrzeuge vor Ablauf ihrer regulären Lebensdauer verschrottet. Somit liegt die Vermutung nahe, dass real mehr Altfahrzeu-

ge verschrottet wurden als unter normalen Umständen laut Modell verfügbar und somit eine Sammelquote von 100 % im Modell sogar eher zu gering erscheint.

Die schrottartspezifischen Sammelquoten können teilweise durch externe statistische Daten überprüft werden. In Abbildung A.4-4 ist das vom Modell berechnete WEEE-Kupfer aufgetragen, sowie das WEEE-Aufkommen nach Eurostat (2016b), dem ein Kupfergehalt von 10 % unterstellt wurde. Der Kupfergehalt von 10 % liegt unter den in Kapitel 3.6.3 angenommenen Wert von 6 %, jedoch immer noch innerhalb des von Literaturquellen definierten Wertebereichs aus Tabelle A.3-1. Die beiden Kurven weisen eine fast identische Entwicklung im Zeitverlauf auf. Da das gesammelte Kupfer einer Schrottart im Modell immer in Abhängigkeit zu den anderen Schrottarten steht, ist eine solche Übereinstimmung ein Hinweis auf plausible Werte auch für die anderen Schrottarten C&D, MSW, ELV, IEW und INEW.

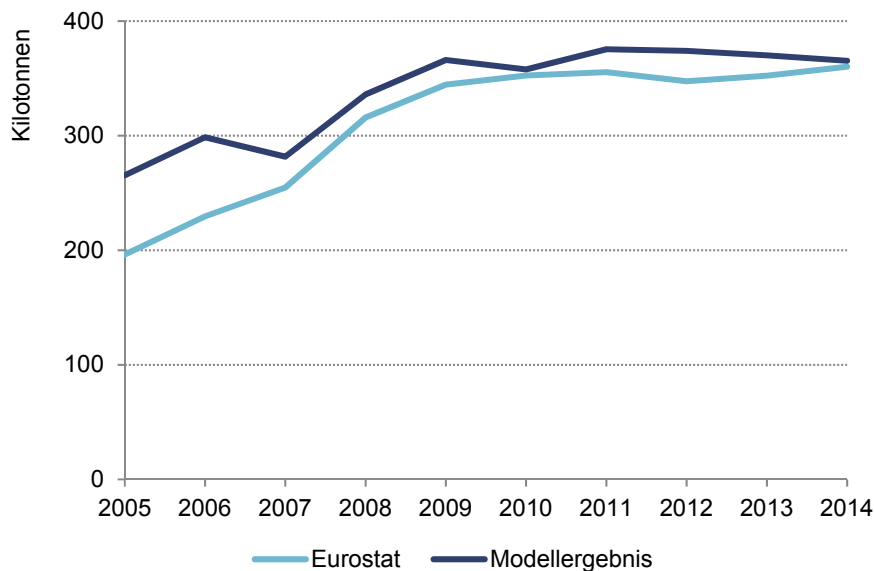


Abbildung A.4-4: Gesammeltes Kupfer aus WEEE: Vergleich der Daten nach Eurostat (2016b) mit einem angenommenen 10 %-igen Kupferanteil und berechnetem Modellergebnis. Aufgrund eingeschränkter Datenverfügbarkeit wird nur der Zeitraum zwischen 2005 und 2014 betrachtet.

A.4.2 Nordamerika

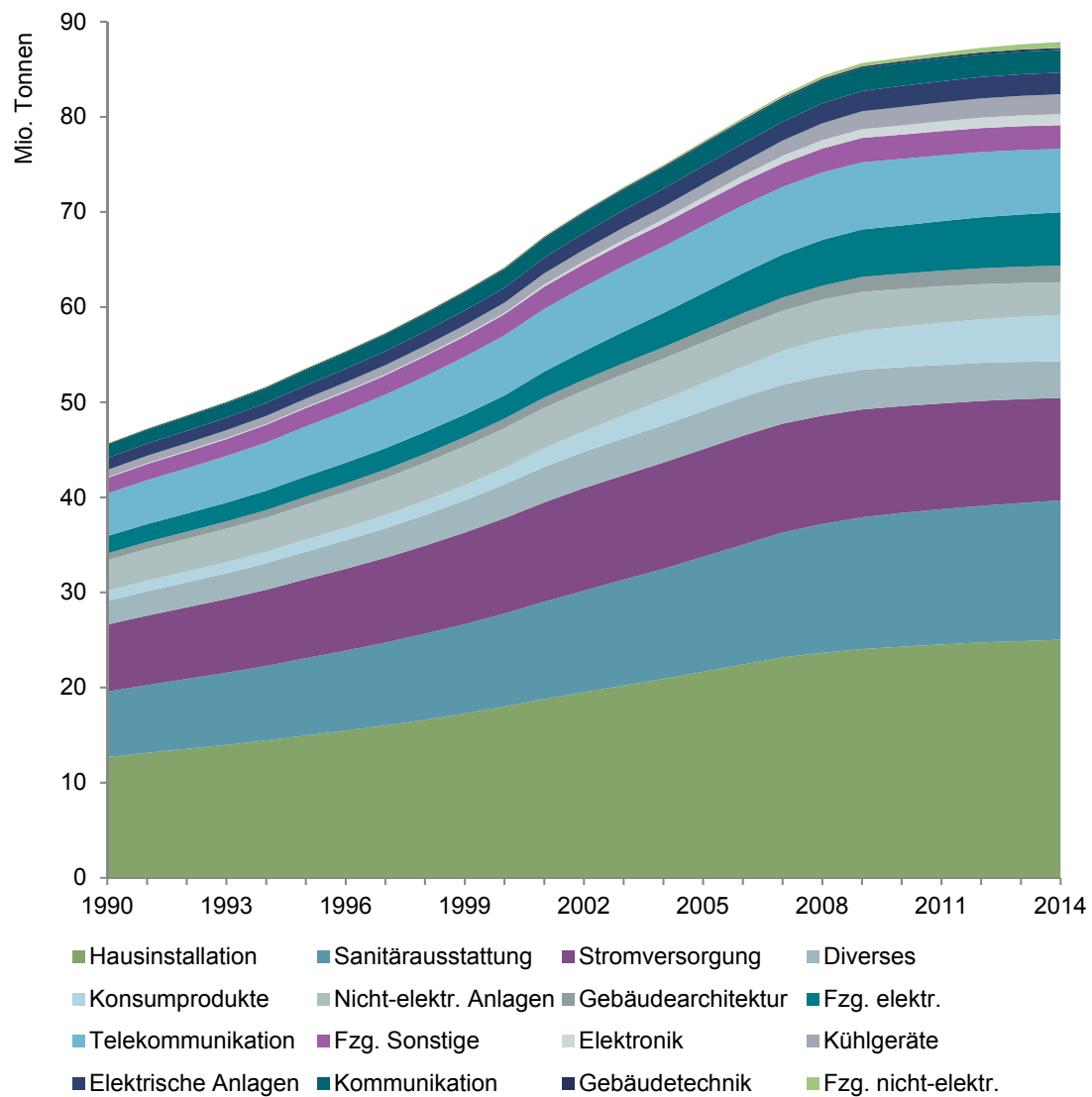


Abbildung A.4-5: Nordamerika – Anthropogener Kupferbestand im Simulationszeitraum nach Endprodukten.

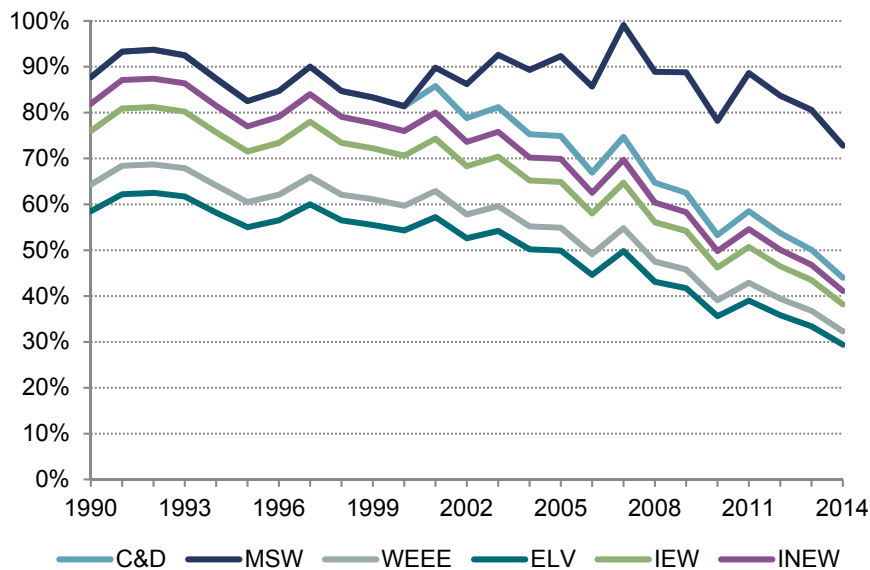


Abbildung A.4-6: Nordamerika – EoL CR nach Schrottart

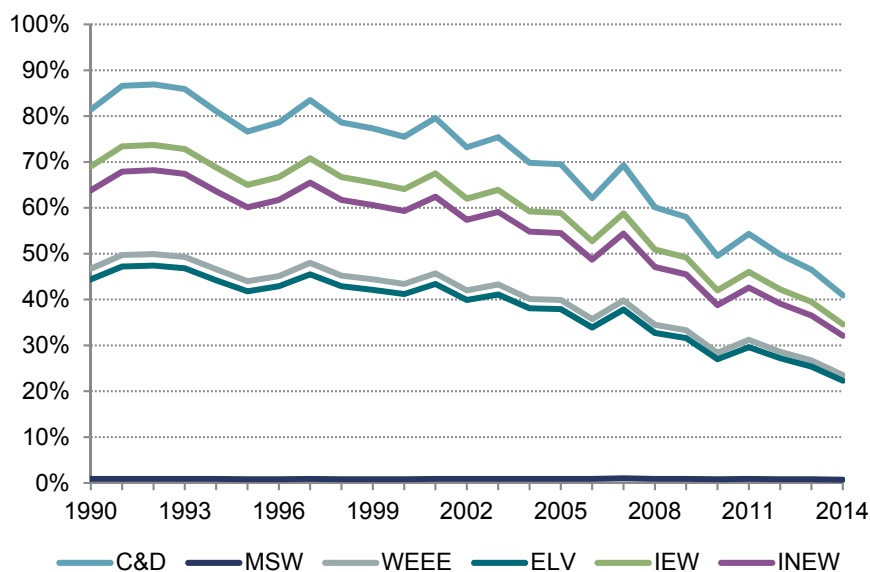


Abbildung A.4-7: Nordamerika – EoL RR nach Schrottart.

Auffällig beim Vergleich von Sammelquote und Recyclingrate ist die Kurve des MSW. Zwar wird ein Großteil des Hausmülls gesammelt, allerdings findet in Nordamerika keine Kupferrückgewinnung statt, siehe Kapitel 3.6.2. Dementsprechend ist die Höhe der EoL CR aktuell nicht relevant. Jedoch liegt der Schluss nahe, dass eine zukünftige Aufbereitung des gesammelten Hausmülls ein großer Hebel zur Erhöhung der Sekundärkupferflüsse darstellt.

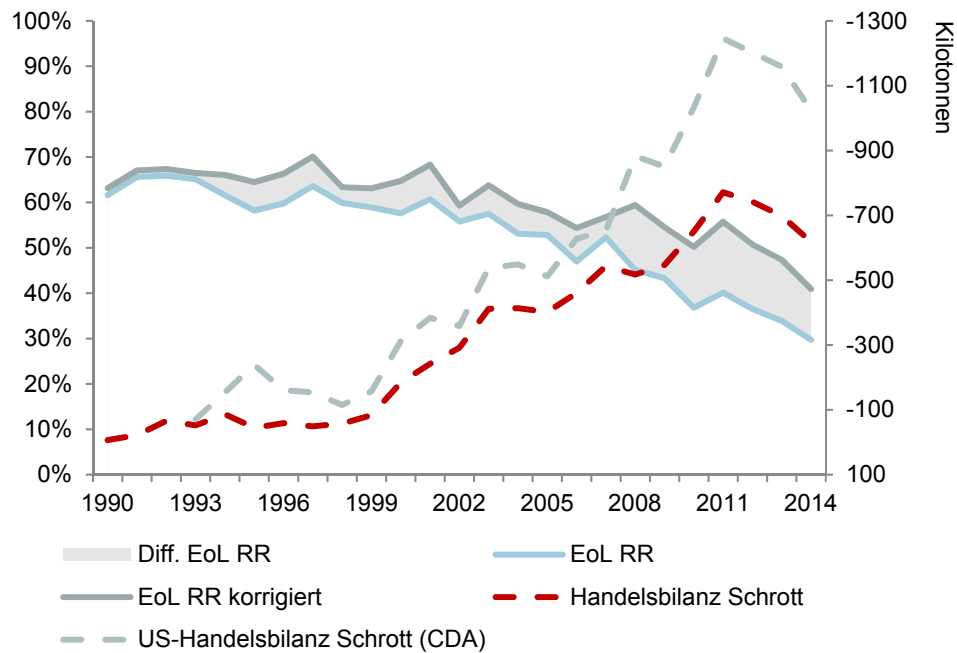


Abbildung A.4-8: EoL Recyclingrate korrigiert um illegale Schrottexporte

Tabelle A.4-1: Jährliche Menge an NE-Metallen, die in den USA als Teil des MSW anfallen und nicht recycelt werden. Quelle: U.S. EPA (2014)

[Einheit: kt]	1960	1970	1980	1990	2000	2005	2008	2010	2011	2012
NE-Metalle	180	350	620	370	540	580	600	620	630	640

A.4.3 Lateinamerika

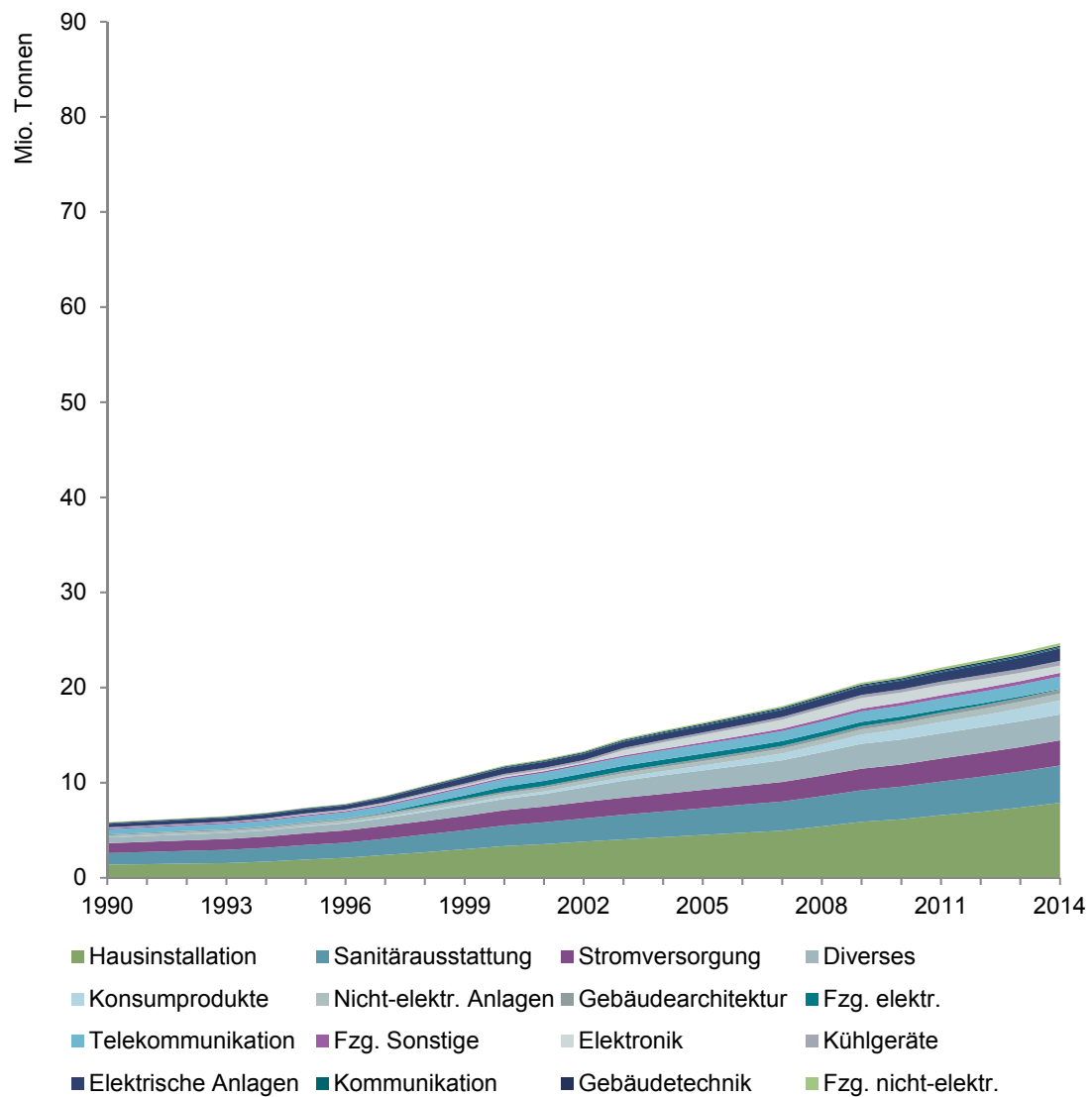


Abbildung A.4-9: Lateinamerika –Anthropogener Kupferbestand Lateinamerikas im Simulationszeitraum nach Endprodukten.

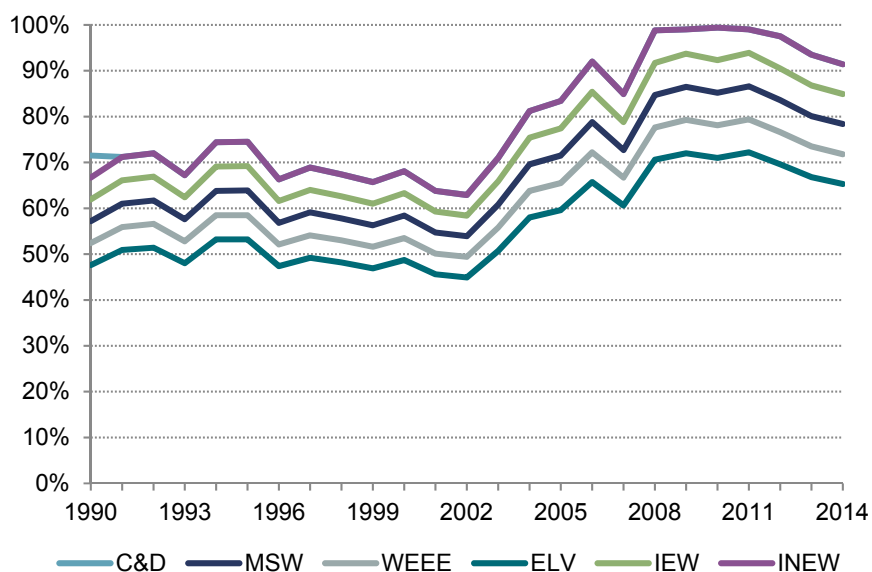


Abbildung A.4-10: Lateinamerika – EoL CR nach Schrottart

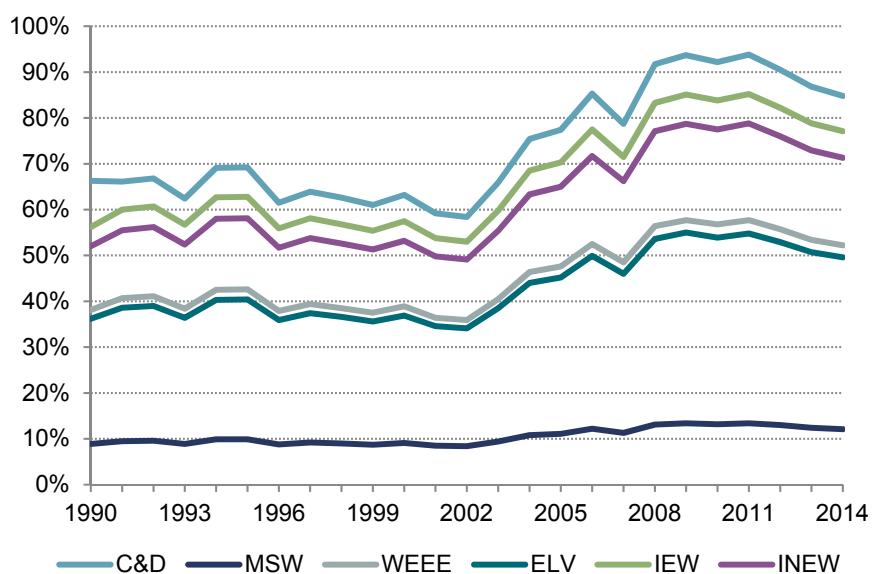


Abbildung A.4-11: Lateinamerika – EoL CR nach Schrottart

A.4.4 China

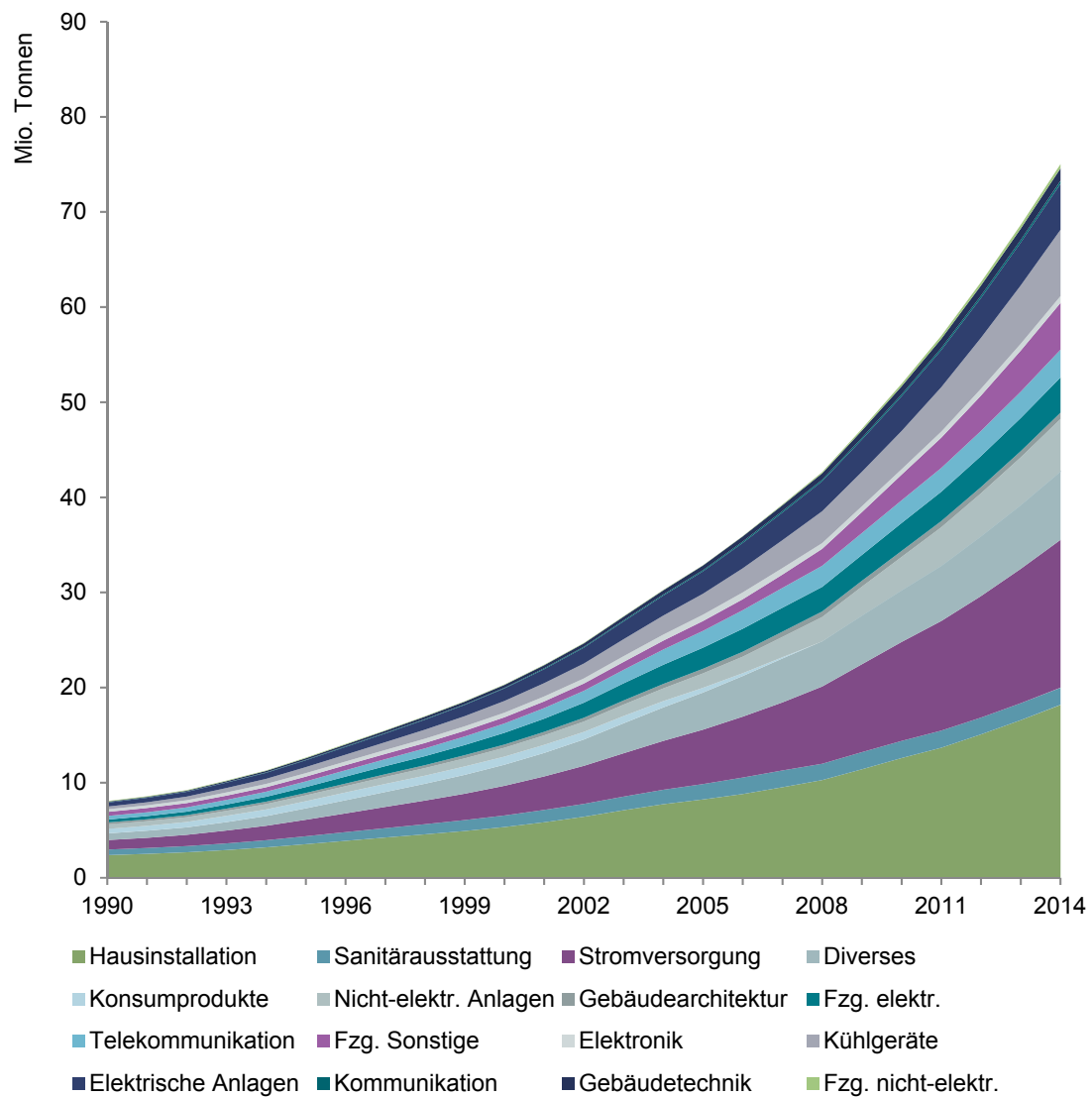


Abbildung A.4-12: China – Anthropogener Kupferbestand im Simulationszeitraum nach Endprodukten.

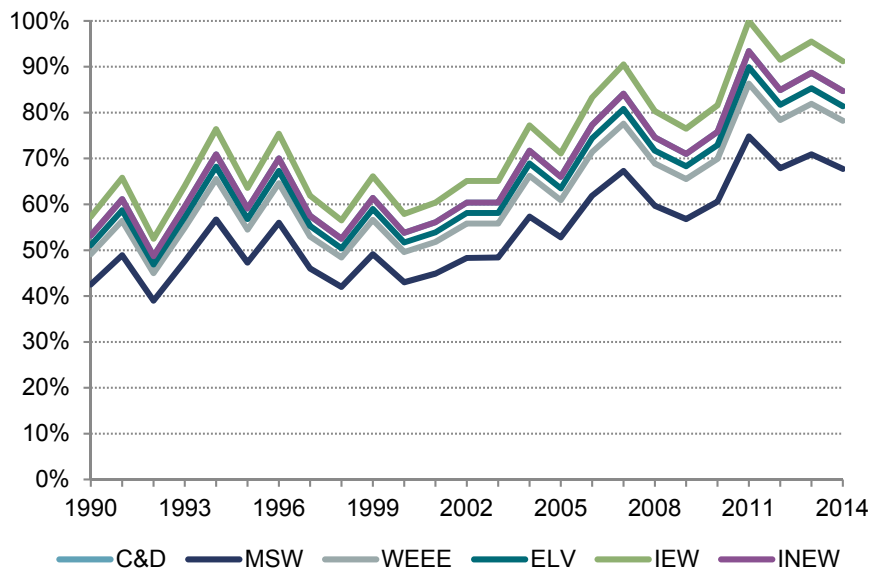


Abbildung A.4-13: China – EoL CR nach Schrottart

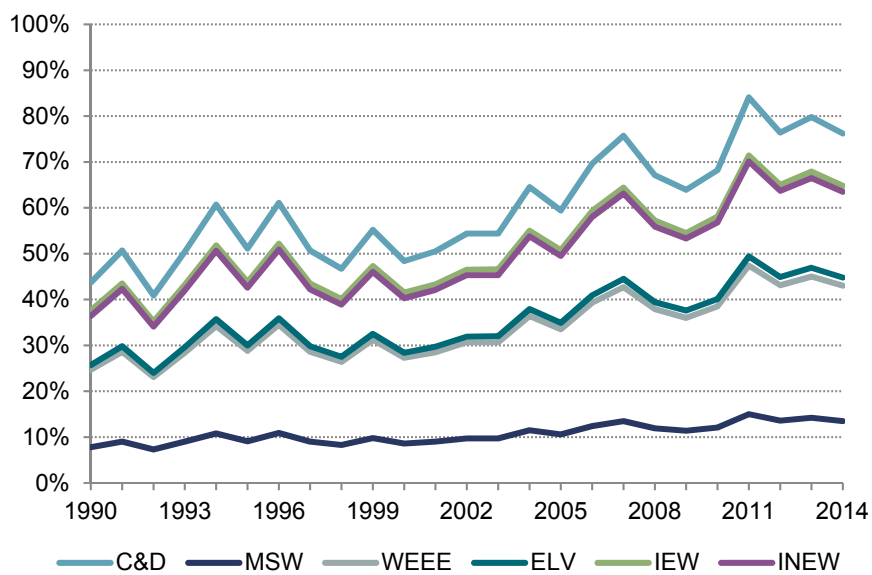


Abbildung A.4-14: China – EoL RR nach Schrottart

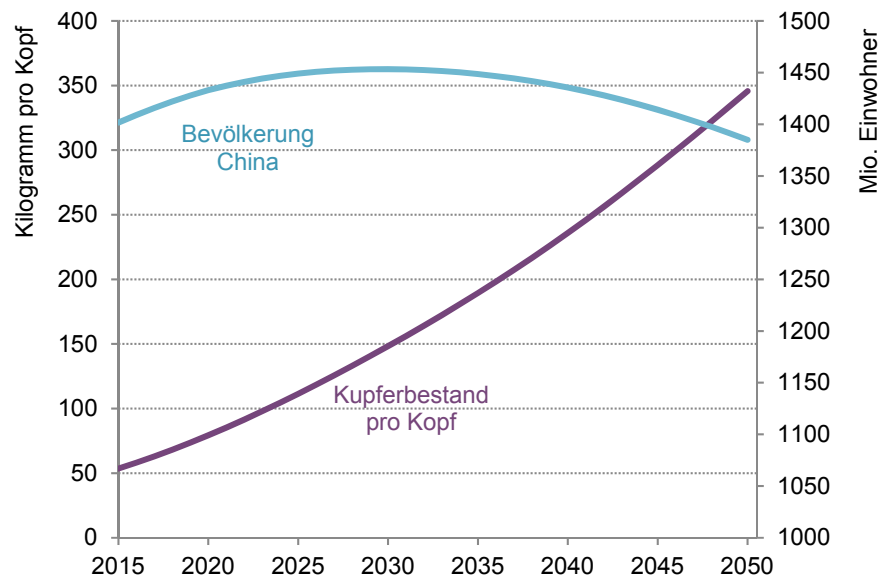


Abbildung A.4-15: Erwarteter zukünftiger Pro-Kopf Kupferbestand Chinas unter der Voraussetzung, dass der Bestandszufluss entsprechend dem prognostizierten Wirtschaftswachstum ansteigt und Berechnungen der United Nations (2012) zur Bevölkerungsentwicklung eintreten.

A.4.5 Japan

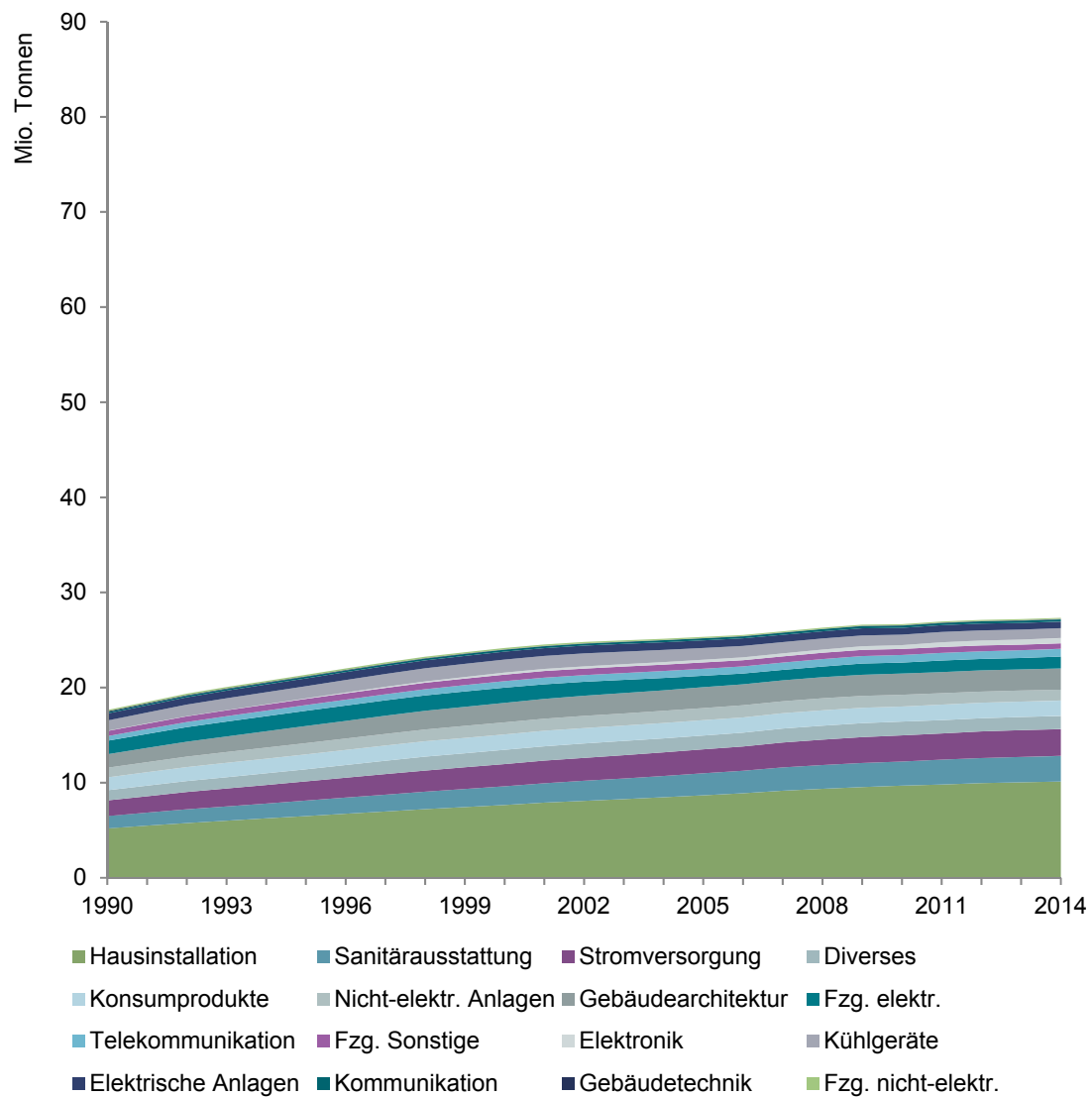


Abbildung A.4-16: Japan – Anthropogener Kupferbestand Japans im Simulationszeitraum nach Endprodukten.

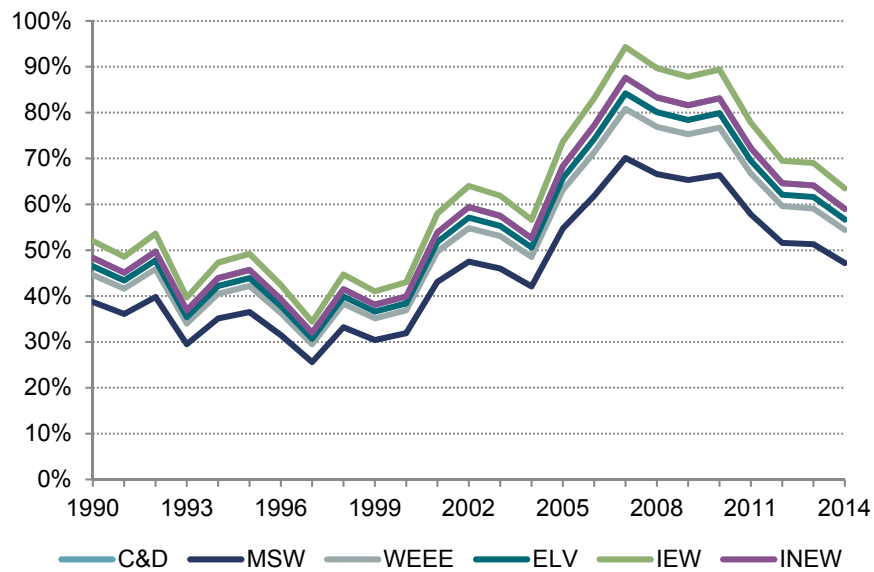


Abbildung A.4-17: Japan – EoL CR nach Schrottart

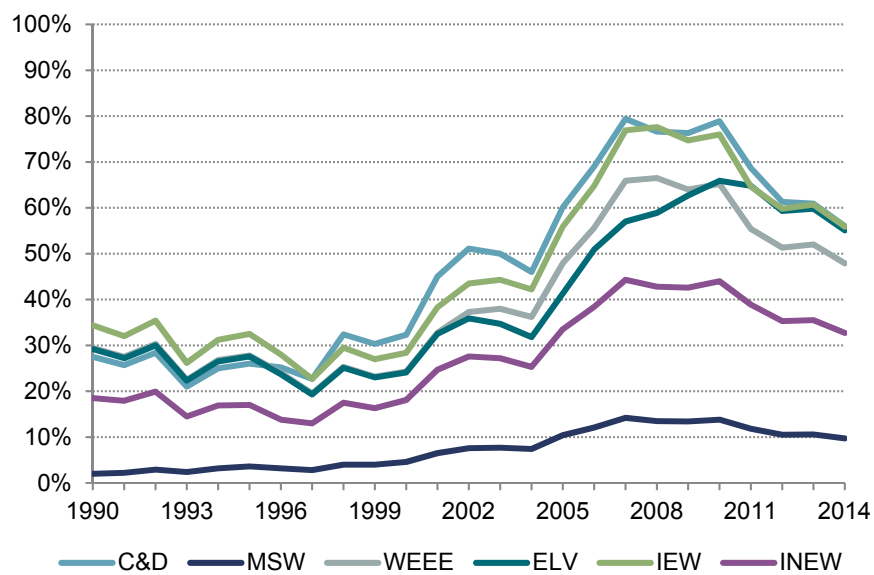


Abbildung A.4-18: Japan – EoL RR nach Schrottart

A.5 Sensitivitäten

A.5.1 Nordamerika

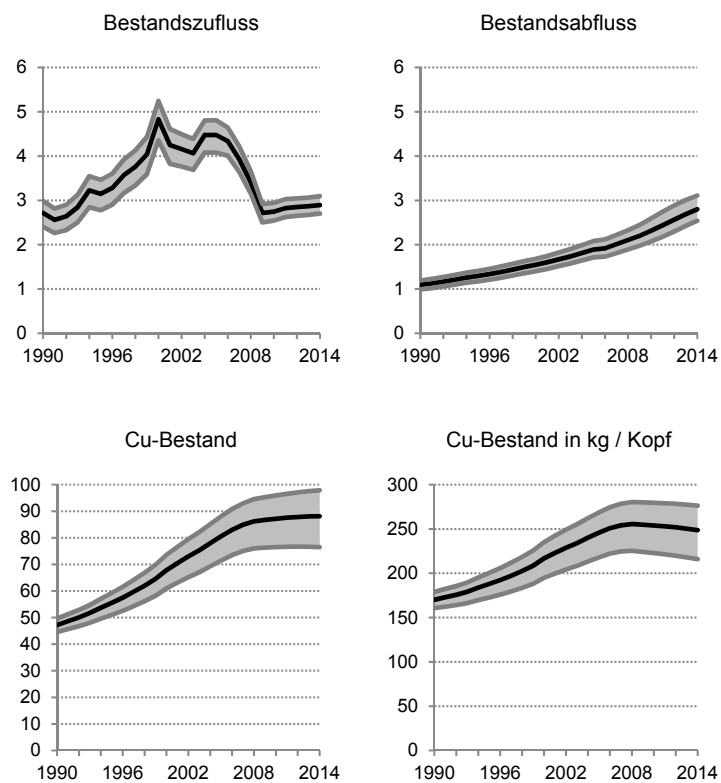


Abbildung A.5-1: Nordamerika – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf

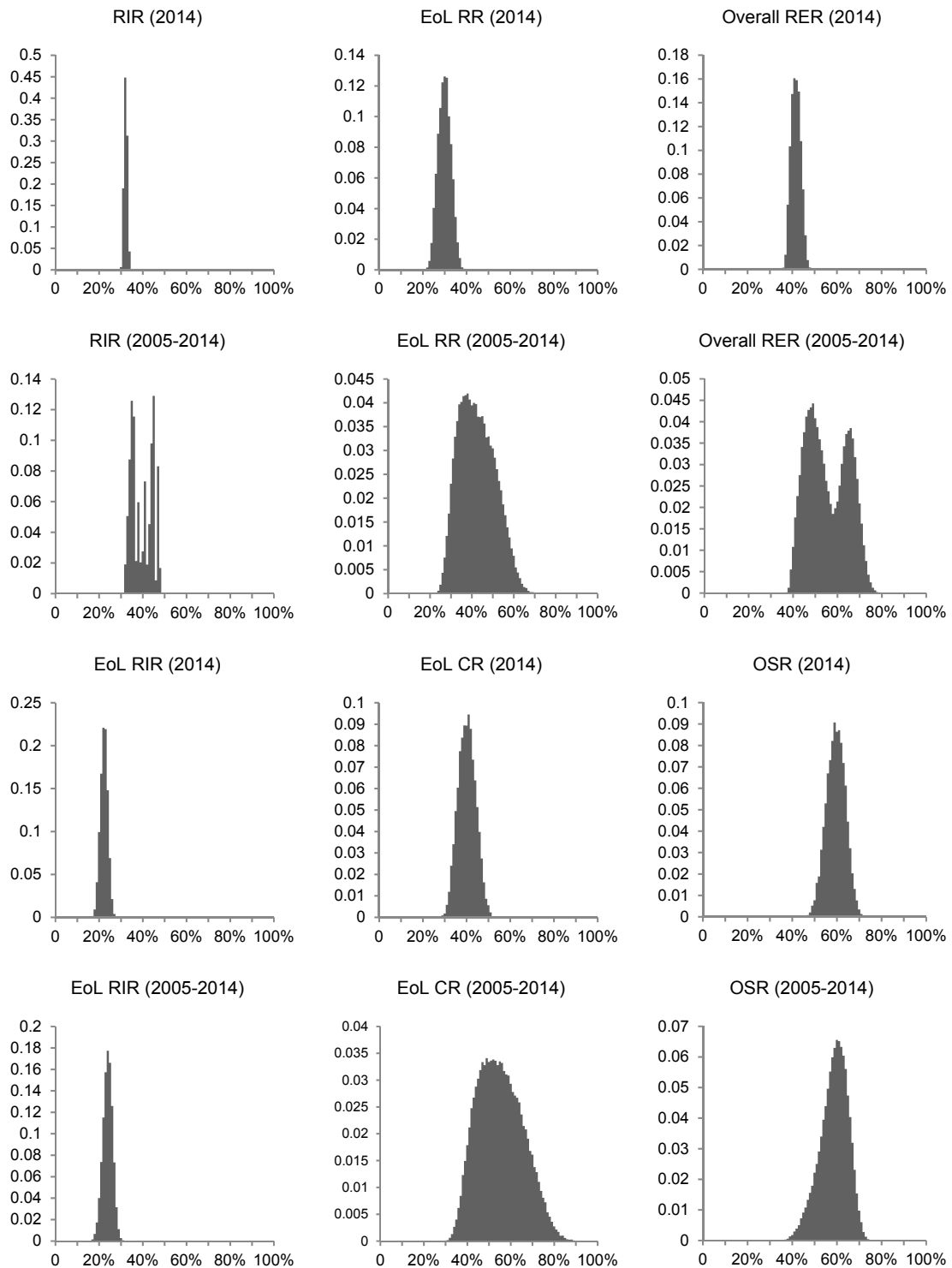


Abbildung A.5-2: Nordamerika – Dichtefunktionen der Recyclingindikatoren aus der Sensitivitätsanalyse

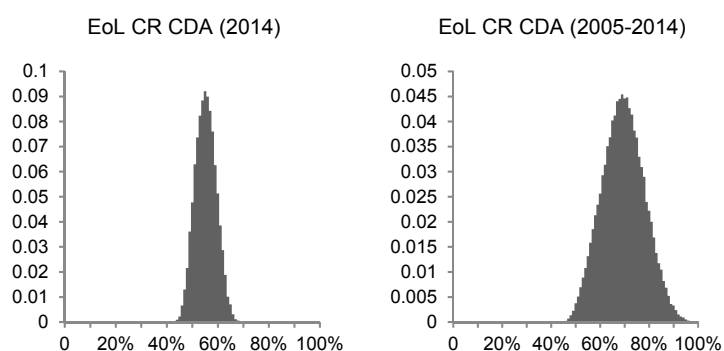


Abbildung A.5-3: Nordamerika – Dichtefunktionen der EoL CR mit

Tabelle A.5-1: Nordamerika – Mittelwerte μ und Standardabweichungen σ der Dichtefunktionen

2014	RIR	EoL RIR	EoL CR	EoL RR	Overall RER	OSR	EoL CR CDA
μ	32 %	22 %	40 %	29 %	41 %	59 %	55 %
σ	1 %	2 %	4 %	3 %	2 %	4 %	4 %
2005 – 2014	RIR	EoL RIR	EoL CR	EoL RR	Overall RER	OSR	EoL CR CDA
μ	38 %	22 %	54 %	41 %	54 %	57 %	68 %
σ	5 %	2 %	10 %	9 %	9 %	6 %	9 %

A.5.2 Lateinamerika

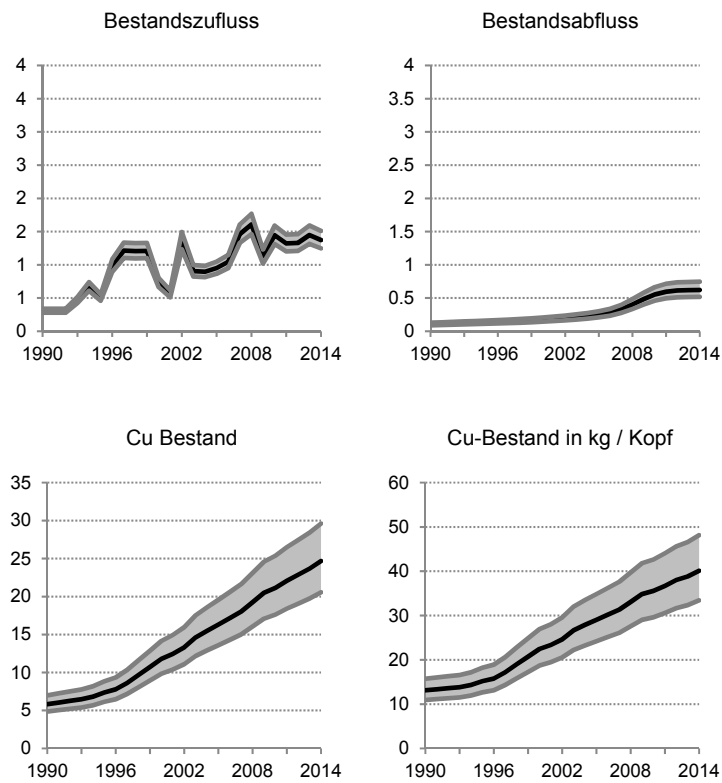


Abbildung A.5-4: Lateinamerika – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf

A.5.3 China

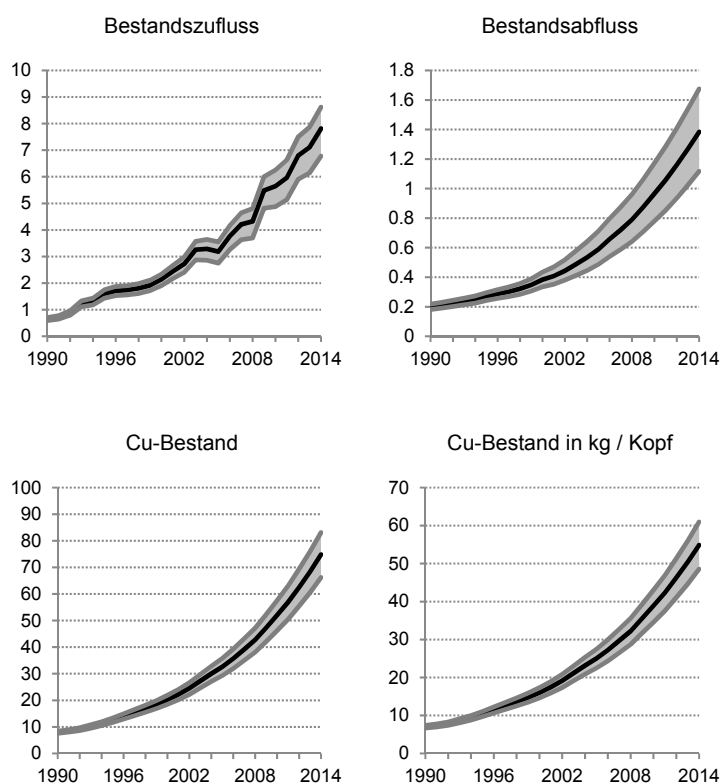


Abbildung A.5-5: China – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf

Tabelle A.5-2: China – Mittelwerte μ und Standardabweichungen σ der Dichtefunktionen

2014	RIR	EoL RIR	EoL CR	EoL RR	Overall RER	OSR	EoL RIR 100 % Alt.
μ	36 %	11 %	65 %	41 %	69 %	29 %	22 %
σ	< 1 %	5 %	32 %	20 %	8 %	14 %	3 %
2005 – 2014	RIR	EoL RIR	EoL CR	EoL RR	Overall RER	OSR	EoL RIR 100 % Alt.
μ	48 %	13 %	66 %	42 %	70 %	28 %	32 %
σ	5 %	7 %	36 %	23 %	9 %	15 %	6 %

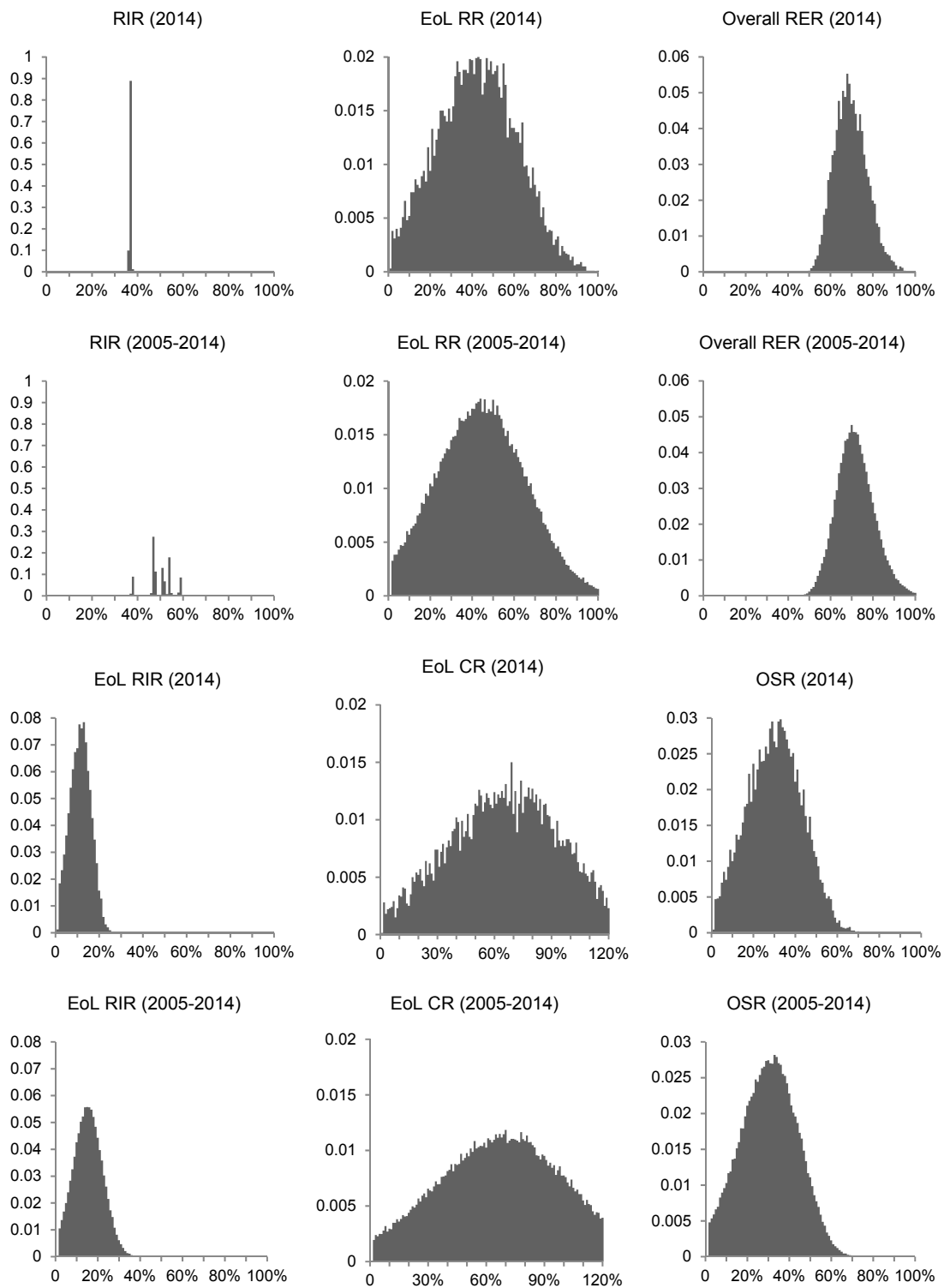


Abbildung A.5-6: China – Dichtefunktionen der Recyclingindikatoren aus der Sensitivitätsanalyse

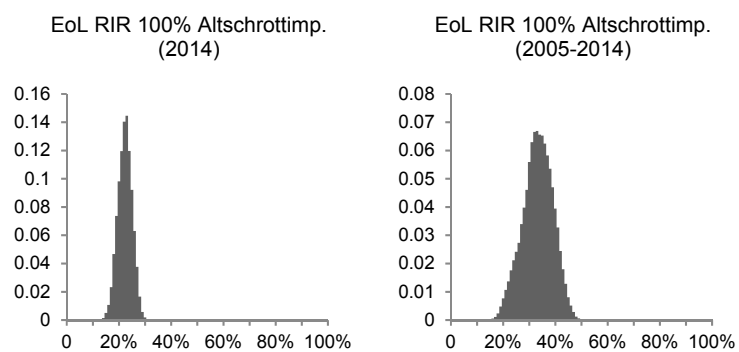


Abbildung A.5-7: China – Dichtefunktionen der EoL RIR mit einem unterstellten Altschrottanteil von 100 % im importierten Schrott

A.5.4 Japan

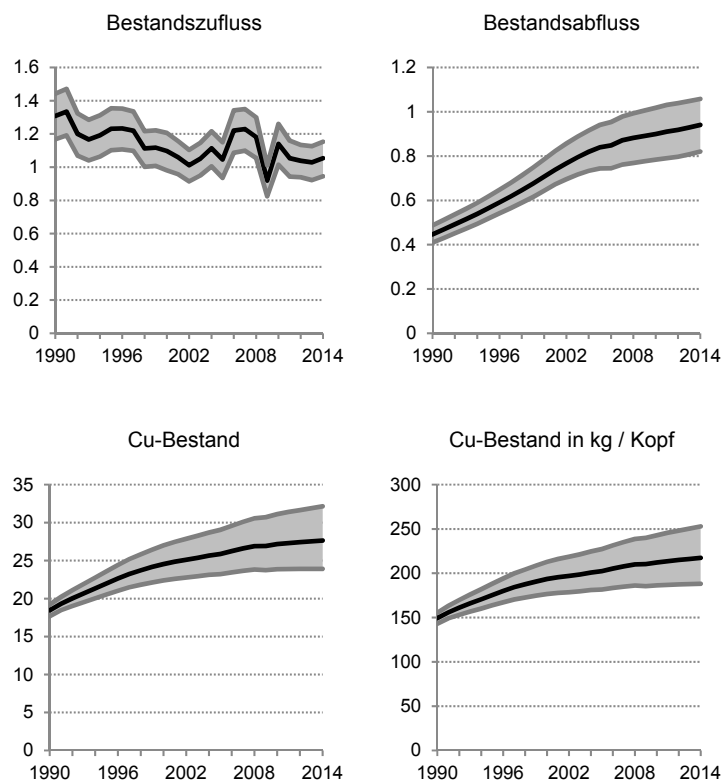


Abbildung A.5-8: Japan – Sensitivität des Kupferbestands und seines Zu- und Abflusses im Zeitverlauf

Tabelle A.5-3: Japan – Mittelwerte μ und Standardabweichungen σ der Dichtefunktionen

2014	RIR	EoL RIR	EoL CR	EoL RR	Overall RER	OSR
μ	33 %	21 %	54 %	47 %	61 %	55 %
σ	5 %	5 %	13 %	11 %	8 %	7 %
2005 – 2014	RIR	EoL RIR	EoL CR	EoL RR	Overall RER	OSR
μ	36 %	21 %	70 %	56 %	68 %	56 %
σ	6 %	5 %	17 %	13 %	9 %	7 %

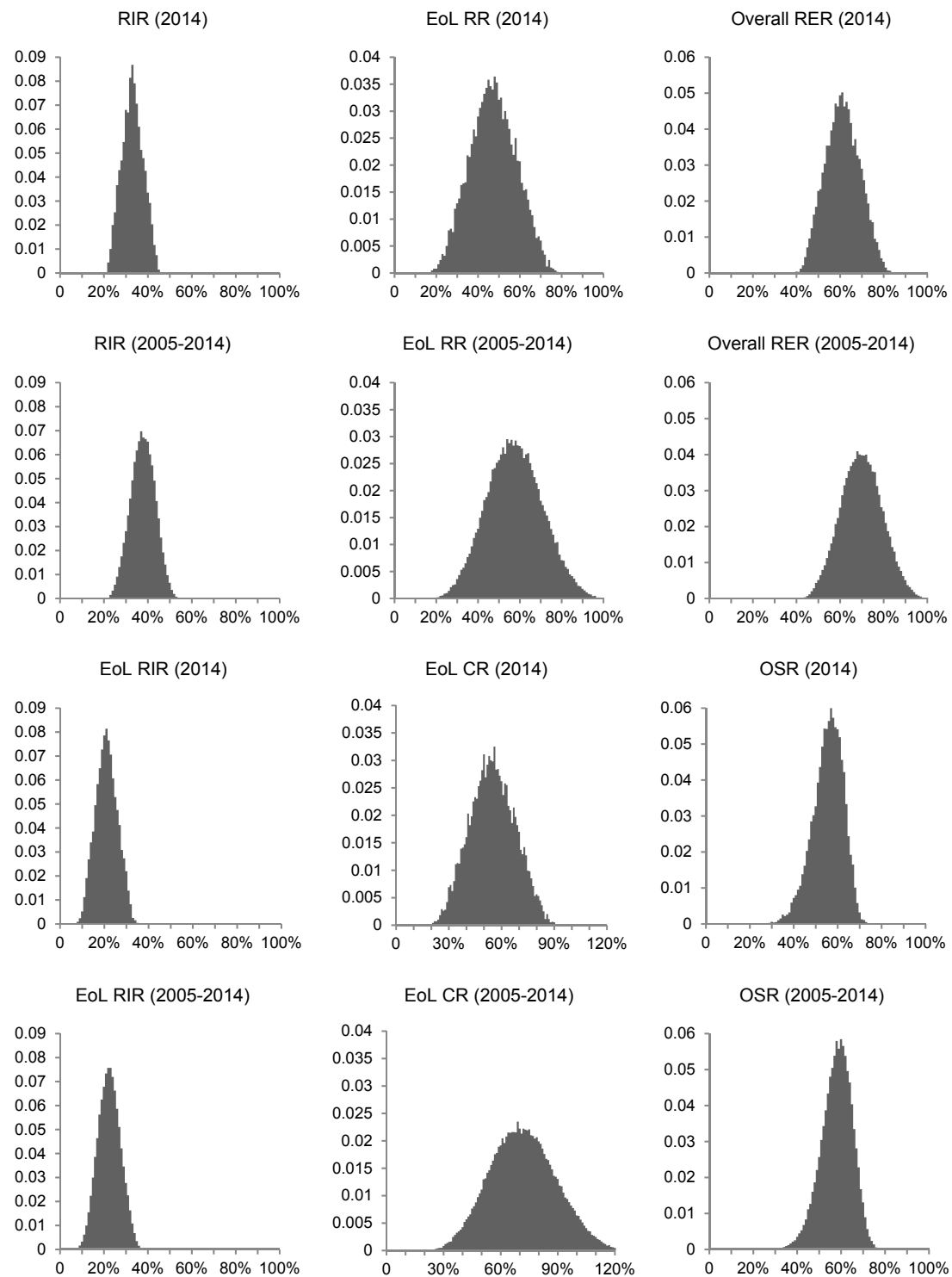


Abbildung A.5-9: Japan – Dichtefunktionen der Recyclingindikatoren aus der Sensitivitätsanalyse

A.6 Modellerweiterungen

Tabelle A.6-1: Wachstumsraten der zukünftigen Kupferendnachfrage

Jahr	EU 28	NA	LA	CN	JP	Jahr	EU 28	NA	LA	CN	JP
2015	2.0%	3.5%	3.1%	7.3%	1.2%	2033	1.2%	2.1%	3.0%	3.4%	1.3%
2016	2.3%	3.2%	3.1%	6.7%	0.7%	2034	1.2%	2.1%	3.0%	3.4%	1.2%
2017	2.3%	2.9%	3.1%	6.2%	0.6%	2035	1.2%	2.0%	3.0%	3.4%	1.2%
2018	2.3%	2.7%	3.0%	5.8%	0.8%	2036	1.3%	2.0%	3.0%	3.4%	1.2%
2019	2.3%	2.6%	2.9%	5.4%	0.9%	2037	1.3%	1.9%	3.0%	3.3%	1.1%
2020	2.3%	2.5%	2.8%	5.1%	1.0%	2038	1.3%	1.9%	3.0%	3.3%	1.1%
2021	1.5%	2.5%	2.8%	4.9%	1.0%	2039	1.3%	1.9%	2.9%	3.2%	1.1%
2022	1.5%	2.4%	2.8%	4.6%	1.1%	2040	1.3%	1.8%	2.9%	3.0%	1.0%
2023	1.5%	2.4%	2.8%	4.4%	1.1%	2041	1.2%	1.8%	2.9%	2.9%	1.0%
2024	1.5%	2.4%	2.8%	4.2%	1.2%	2042	1.2%	1.8%	2.9%	2.8%	1.0%
2025	1.5%	2.4%	2.8%	4.0%	1.2%	2043	1.2%	1.7%	2.8%	2.6%	1.0%
2026	1.2%	2.4%	2.9%	3.9%	1.3%	2044	1.2%	1.7%	2.8%	2.5%	1.0%
2027	1.2%	2.3%	2.9%	3.7%	1.3%	2045	1.2%	1.7%	2.8%	2.3%	1.0%
2028	1.2%	2.3%	2.9%	3.6%	1.3%	2046	1.2%	1.6%	2.7%	2.2%	1.0%
2029	1.2%	2.3%	3.0%	3.5%	1.3%	2047	1.2%	1.6%	2.7%	2.0%	1.1%
2030	1.2%	2.3%	3.0%	3.5%	1.4%	2048	1.2%	1.6%	2.6%	1.9%	1.1%
2031	1.2%	2.2%	3.0%	3.4%	1.3%	2049	1.2%	1.6%	2.6%	1.9%	1.2%
2032	1.2%	2.2%	3.0%	3.4%	1.3%	2050	1.2%	1.6%	2.5%	1.8%	1.2%

A.6.1 Stoffströme und gesamtwirtschaftliche Modellierung

Das makroökonomische ASTRA-Modell basiert ebenfalls auf der System Dynamics Methodik und ist unterteilt in 25 verschiedene Wirtschaftssektoren, die für jeden EU-Mitgliedsstaat individuell betrachtet werden. Die gesamtwirtschaftliche Entwicklung wird berechnet, indem diese funktional voneinander abhängigen Teilsysteme in der Simulation zusammengeführt werden und im Sinne einer wirtschaftlichen Kreislauflogik miteinander interagieren. Mithilfe dieses Modells lässt sich sowohl die wirtschaftliche Entwicklung der EU im Ganzen – in Form des BIP – ableiten, als auch die individuelle Entwicklung der Sektoren in den Mitgliedsstaaten darstellen. Die prospektive Simulation des EU 28-Kupferflussmodells nutzt, wie in Kapitel 8.1.1 beschrieben, die im ASTRA-Modell berechnete BIP-Entwicklung der EU als Wachstumsrate für den Zufluss zum europäischen Kupferbestand, d.h. für jede Endproduktart wird mit dem BIP dieselbe Wachstumsrate unterstellt. Da der Zusammenhang zwischen der Gesamtnachfrage

nach Kupfer und der BIP-Entwicklung als unstrittig erachtet werden kann (Elshkaki et al. 2016; Rauch 2009) ist dieses Vorgehen für die Zwecke der vorliegenden Arbeit ausreichend.

Für weitergehende Auswertungen ist jedoch auch ein detaillierteres Vorgehen möglich, indem eine ganz- oder teilweise Zuordnung der Endproduktarten zu Wirtschaftssektoren erfolgt. Dabei wird, ähnlich wie in der Schrottmatrix, z.B. der Bereich „Architecture“ dem Bausektor zugeordnet (siehe Abbildung A.6-1) und mit der sektorspezifischen Wachstumsrate fortgeschrieben. Diese realitätsnähere Modellierung ermöglicht eine Vielzahl von Szenarien, indem für jeden einzelnen Wirtschaftssektor und jeden EU-Staat verschiedene Entwicklungspfade simuliert und die Auswirkungen auf die spezifische Kupfernachfrage abgeleitet werden. Auch ist in einem weiteren Schritt ein Monte-Carlo Ansatz denkbar, der die künftige Kupfernachfrage auf Robustheit überprüft, indem in einer Vielzahl von Simulationsläufen die Szenarien pro Wirtschaftssektor und Mitgliedsstaat variiert werden.

		Wirtschaftssektoren					
Endprodukte	0,3	0,1	?	$\Sigma = 1,0$
	?						$\Sigma = 1,0$
						$\Sigma = 1,0$
						
						
						

Abbildung A.6-1: Schematische Zuordnung der Kupferendprodukte aus dem EU 28-Modell zu den Wirtschaftssektoren des ASTRA-Modells

Als Nachteil dieser detaillierteren Vorgehensweise ist allerdings die problematische Kompatibilität zwischen Stofffluss- und makroökonomischem Modell zu sehen, d.h. die in Abbildung A.6-1 dargestellte Aufteilung der Endproduktarten auf die Wirtschaftssektoren. So wurde bisher zwar die Beziehung zwischen Kupfernachfrage und gesamtwirtschaftlicher Entwicklung nachgewiesen, die Frage nach dem spezifischen Einfluss eines Wirtschaftssektors auf ein bestimmtes Kupfer-Endprodukt ist jedoch nicht ohne Weiteres zu beantworten und erfordert eingehendere Analysen. Überlegungen in diese Richtungen werden zurzeit am Fraunhofer ISI und der TU Clausthal angestellt.

A.7 Übersicht HS92 Außenhandelscodes

Tabelle A.7-1: HS92 Codes zur Berechnung des Außenhandels von Kupfer und kupferhaltiger Produkte.

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
260300	Copper ores and concentrates	30.0%	Trade Balance Concentrate	Wittmer (2006), ICSG (2012)	IWCC (2012), Langner (2011), Lehne (1993)	Eigene Zuordnung
262030	Ash or residues containing mainly copper	10.0%	Trade Balance Scrap Ashes	Wittmer (2006)	Wittmer (2006)	
282550	Copper oxides and hydroxides	69.0%	Trade Balance End-use goods[Powders use]			
282741	Chloride oxides and chloride hydroxides of copper	60.0%				
283325	Copper sulphates	25.0%				
310310	Superphosphates, in packs >10 kg	0.0035%				
310320	Basic slag, in packs >10 kg	0.0035%				
310390	Phosphatic fertilizers, mixes, nes, pack >10kg	0.0035%				
310410	Carnallite, sylvite, crude potassium salts nes, >10kg	0.0004%				
310420	Potassium chloride, in packs >10 kg	0.0004%				
310430	Potassium sulphate, in packs >10 kg	0.0004%				
310490	Potassic fertilizers, mixes, nes, pack >10 kg	0.0004%				
310510	Fertilizer mixes in tablets etc or in packs <10 kg	0.0011%				
310520	Nitrogen-phosphorus-potassium fertilizers, pack >10kg	0.0011%				
310530	Diammonium phosphate, in packs >10 kg	0.0011%				
310540	Monoammonium phosphate & mix with diammonium, <=10 kg	0.0011%				
310551	Fertilizers with nitrates and phosphates, nes, <=10kg	0.0011%				
310559	Fertilizers with nitrogen and phosphorus nes, <=10kg	0.0011%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
310560	Fertilizers containing phosphorus & potassium, <=10kg	0.0011%				
380810	Insecticides, packaged for retail sale	1.0%				
380820	Fungicides, packaged for retail sale	1.0%			Eigene Schätzung	
380830	Herbicides, sprouting and growth regulators	1.0%				
740110	Copper mattes	60.0%			Schlesinger et al. (2011), Langner (2011)	
740120	Cement copper (precipitated copper)	75.0%	Trade Balance Mattes Cement Anodes	Wittmer (2006), ICSG (2012)		
740200	Unrefined copper, copper anodes, electrolytic refinin	95.0%				
740311	Copper cathodes and sections of cathodes unwrought	100.0%				
740312	Wire bars, copper, unwrought	100.0%		Wittmer (2006)		IWCC (2012)
740313	Billets, copper, unwrought	100.0%			Wittmer (2006)	Eigene Zuordnung
740319	Refined copper products, unwrought, nes	100.0%	Trade Balance Refined Copper			
740321	Copper-zinc base alloys, unwrought	58.0%				
740322	Copper-tin base alloys, unwrought	85.0%				IWCC (2012)
740323	Copper-nickel, copper-nickel-zinc base alloy, unwrought	66.0%				
740329	Copper alloys, unwrought (other than master alloys)	75.0%				
740400	Copper/copper alloy waste or scrap	Richtungs- und Regionsabhängig	Trade Balance Scrap Bulk	Wittmer (2006), ICSG (2012)	Richtungs- und Regionsabhängig	Eigene Zuordnung
740500	Master alloys of copper	60.0%	Trade Balance Refined Copper			IWCC (2012)
740610	Powders, copper, of non-lamellar structure	100.0%	Trade Balance Semis Mills[Foundry]		Wittmer (2006)	
740620	Powders, copper, of lamellar structure and flakes	100.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Copper]			Eigene Zuordnung
740710	Bars, rods & profiles of refined copper	100.0%				
740721	Bars, rods & profiles of copper-zinc base alloys	58.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Alloy]			
740722	Bar, rod, profiles, copper-nickel, copper-nickel-zinc	66.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
740729	Bars, rods & profiles, copper alloy nes	75.0%				
740811	Wire of refined copper > 6mm wide	100.0%	Trade Balance Semis Mills[Wire Mill]			
740819	Wire of refined copper < 6mm wide	100.0%				
740821	Wire, copper-zinc base alloy	58.0%				
740822	Wire, copper-nickel or copper-nickel-zinc base alloy	66.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Alloy]			
740829	Wire, copper alloy, except nickel/zinc alloys	75.0%				
740911	Plate, sheet, strip, refined copper, coil, t > 0.15mm	100.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Copper]			
740919	Plate, sheet, strip, refined copper, flat, t > 0.15mm	100.0%				
740921	Plate/sheet/strip, copper-zinc alloy, coil, t > 0.15mm	58.0%				
740929	Plate/sheet/strip, copper-zinc alloy, flat, t > 0.15m	58.0%				
740931	Plate/sheet/strip, copper-tin alloy, coil, t > 0.15mm	85.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Alloy]			
740939	Plate/sheet/strip, copper-tin alloy, flat, > t > 0.15m	85.0%				
740940	Plate, sheet, strip, Copper nickel alloys, t > 0.15mm	66.0%				
740990	Plate, sheet, strip, copper alloy nes, t > 0.15mm	75.0%				
741011	Foil of refined copper, not backed, t < 0.15mm	100.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Copper]			
741012	Foil, copper alloy, not backed, t < 0.15mm	75.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Alloy]			
741021	Foil of refined copper, backed, t < 0.15mm	100.0%	Trade Balance End-use goods[Diverse]	Wittmer (2006)		IWCC (2012)
741022	Foil, copper alloy, backed, t < 0.15mm	75.0%				
741110	Pipes or tubes, refined copper	100.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Copper]			
741121	Pipes or tubes, copper-zinc base alloy	58.0%				
741122	Pipes or tubes, copper-nickel alloys	66.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Alloy]	Wittmer (2006), ICSG (2012)		Eigene Zuordnung
741129	Pipes or tubes, copper alloy except nickel/zinc alloy	75.0%				
741210	Pipe & tube fittings, of refined copper	100.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Copper]			
741220	Pipe & tube fittings, of copper alloys	75.0%	Trade Balance Semis Mills[Brass Mill Alloy]			
741300	Stranded copper wire/cable/plaits/etc, uninsulated	90.0%	Trade Balance Semis Mills[Wire Mill]	Wittmer (2006)		
741410	Endless bands of copper wire for machinery	75.0%	Trade Balance End-use goods[Electrical industrial]			IWCC (2012)

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
741490	Copper wire cloth, grill, netting, expanded metal, ne	75.0%	Trade Balance End-use goods[Non electrical industrial]			Eigene Zuordnung
741510	Copper nails, tacks, drawing pins, staples etc	60.0%	Trade Balance End-use goods[Diverse]			
741521	Copper washers, including spring washers	60.0%				
741529	Copper cotters/cotter pins/unthreaded hardware nes	60.0%				
741531	Wood screws of copper and copper alloys	60.0%				
741532	Copper screws, bolts or nuts except wood screws	60.0%				
741539	Copper screw hooks and similar articles	60.0%				
741600	Copper springs	85.0%				
741700	Copper cooking, heating apparatus, non-electric, part	75.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
741810	Table/kitchen articles of copper, pot scourers	90.0%	Trade Balance End-use goods[Plumbing]			
741820	Sanitary ware and parts thereof of copper	90.0%	Trade Balance End-use goods[Diverse]			
741910	Chain and parts thereof of copper	95.0%	Trade Balance Semis Mills[Foundry]			
741991	Articles of copper, cast/moulded/stamped, nfw	95.0%	Trade Balance End-use goods[Diverse]			
741999	Articles of copper, nes	95.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
830110	Padlocks of base metal	45.0%	Trade Balance End-use goods[Non Electrical Automotive]			
830120	Locks of a kind used for motor vehicles of base metal	45.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
830130	Locks of a kind used for furniture of base metal	45.0%	Trade Balance End-use goods[Diverse]			
830140	Locks of base metal, nes	45.0%				
830150	Clasps etc incorporating locks, of base metal	45.0%				
830160	Lock parts, etc, of base metal,	45.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
830170	Keys, including blanks for keys, of base metal	45.0%	Trade Balance End-use goods[Architecture]		Eigene Schätzung	
830210	Hinges of base metal	10.0%	Trade Balance End-use goods[Diverse]		Wittmer (2006)	
830220	Castors of base metal	30.0%	Trade Balance End-use goods[Non Electrical Automotive]			
830230	Motor vehicle mountings, fittings, of base metal, nes	30.0%	Trade Balance End-use goods[Architecture]		Eigene Schätzung	
830241	Mountings, fittings, of base metal, for buildings, ne	10.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
830242	Mountings, fittings, of base metal, for furniture, ne	30.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]		Wittmer (2006)	
830249	Mountings, fittings, of base metal, nes	30.0%				
830250	Hat-racks/hat-pegs/brackets etc, of base metal, nes	30.0%				
830260	Door closures, automatic, of base metal	10.0%	Trade Balance End-use goods[Architecture]		Eigene Schätzung	
830400	Office equipment of base metal eg filing cabinet, tra	25.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]		Wittmer (2006)	
830510	Office binder/file fittings, of base metal	75.0%				
830520	Staples, office, upholstery, package etc of base meta	75.0%				
830590	Letter corners, paper clips, metal office articles ne	75.0%				
830610	Bells, gongs and the like, of base metal	80.0%	Trade Balance End-use goods[Diverse]		Wittmer (2006)	
830810	Hooks, eyes, eyelets, for clothing, footwear, bags et	80.0%				
830820	Rivets, for clothing, footwear, bags/etc	80.0%				
830890	Clasps/buckles, etc for clothing, footwear, bags etc	80.0%				
831110	Electrodes, coated, of base metal, for arc welding	10.0%				
831120	Wire, cored, of base metal, for electric arc welding	10.0%				
831130	Coated rods/cored wire for flame solder/braze/weld	10.0%				
831190	Electrodes etc of base metal or metal carbide, nes	10.0%				
840310	Central heating boilers nes	2.4%	Trade Balance End-use goods[Plumbing]	Eigene Identifikation, basierend auf ECEEE (2015)	Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
841410	Vacuum pumps	4.0%	Trade Balance End-use goods[Electrical industrial]	Wittmer (2006)	Wittmer (2006)	
841420	Hand or foot-operated air pumps	4.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
841430	Compressors for refrigerating equipment	4.0%	Trade Balance End-use goods[Cooling]			
841440	Air compressors mounted on wheeled chassis for towing	4.0%	Trade Balance End-use goods[Electrical industrial]			
841451	Table, window, ceiling fans, electric motor <125 watt	7.7%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]		Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
841459	Electric fans, motor > 125 watts	4.6%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
841460	Ventilating hoods having a maximum width < 120 cm	3.4%				
841480	Air or gas compressors, hoods	3.4%	Trade Balance End-use goods[Electrical industrial]		Wittmer (2006)	
841490	Parts of vacuum pumps, compressors,fans,blowers,hoods	4.0%	Trade Balance End-use goods[Cooling]			
841510	Air conditioners window/wall types, self-contained	9.9%		Eigene Identifikation, basierend auf ECEEE (2015)	Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
841581	Air conditioners nes with reverse cycle refrigeration	17.1%	Trade Balance End-use goods[Building plant]			
841582	Air conditioners nes, with refrigerating unit	9.9%				
841583	Air conditioners nes, without refrigerating unit	9.9%				
841590	Parts for air conditioners	8.0%		Eigene Identifikation	ICA: Interne Daten	
841810	Combined refrigerator-freezers, two door	3.1%				
841821	Refrigerators, household compression type	4.7%	Trade Balance End-use goods[Cooling]		Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
841822	Refrigerators, household absorption type, electric	4.7%				
841829	Refrigerators, household type, including non-electric	4.7%				
841830	Freezers of the chest type, < 800 litre capacity	3.2%				
841840	Freezers of the upright type, < 900 litre capacity	3.5%				
841850	Refrigerator/freezer chests/cabinets/showcases	1.0%		Wittmer (2006)	Wittmer (2006)	
841911	Instantaneous gas water heaters	4.9%	Trade Balance End-use goods[Plumbing]		ECEEE (2015)	
841919	Instantaneous/storage water heaters, not electric nes	4.9%				
841950	Heat exchange units, non-domestic, non-electric	4.0%	Trade Balance End-use goods[Non electrical industrial]		Wittmer (2006)	
842112	Clothes-dryers, centrifugal	1.0%			Wittmer (2006)	
842211	Dish washing machines (domestic)	2.6%			Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
842219	Dish washing machines commercial	2.0%			Wittmer (2006)	
845011	Automatic washing machines, of a dry capacity < 10 kg	1.9%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
845012	Washing machines nes, capacity <10 kg, built-in drier	2.0%		Eigene Identifikation, basierend auf ECEEE (2015)	Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
845019	Household/laundry-type washing machines <10 kg, nes	1.9%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
845020	Household or laundry-type washing machines, cap >10kg	2.0%				
845090	Parts of household or laundry-type washing machines	2.0%				
845110	Dry-cleaning machines	2.0%				
845121	Drying machines, capacity <10 kg, except washer-drier	2.7%				
845129	Drying machines, nes	2.0%				
845130	Ironing machines and presses including fusing presses	2.0%				
845140	Washing, bleaching or dyeing machines (non-domestic)	2.0%				
846910	Automatic typewriters and word-processing machines	4.0%	Trade Balance End-use goods[Electronic use]	Wittmer (2006)	Wittmer (2006)	
846921	Typewriters, electric, > 12 kg, non-automatic	4.0%				
846929	Typewriters, electric, < 12 kg, non-automatic	4.0%				
847021	Electronic calculators, printing, external power	4.0%				
847029	Electronic calculators, non-printing, external power	4.0%				
847040	Accounting machines	4.0%				
847050	Cash registers	4.0%				
847110	Analogue or hybrid computers	4.0%				
847120	Digital computers with cpu and input-output units	10.0%			Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
847191	Digital computer cpu with some of storage/input/output	4.0%				
847192	Computer input or output units	4.0%				
847193	Computer data storage units	4.0%				
847199	Automatic data processing machines and units, nes	4.0%				
848110	Valves, pressure reducing	30.0%	Trade Balance End-use goods[Non electrical industrial]		Wittmer (2006)	
848120	Valves for oleohydraulic or pneumatic transmissions	30.0%				
848130	Valves, check	30.0%				
848140	Valves, safety or relief	30.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
848180	Taps, cocks, valves and similar appliances, nes	30.0%	Trade Balance End-use goods[Plumbing]			
848190	Parts of taps, cocks, valves or similar appliances	30.0%				
848510	Ships' or boats' propellers and blades thereof	80.0%	Trade Balance End-use goods[other transport]			
848590	Machinery parts, non-electrical, nes	1.0%	Trade Balance End-use goods[Non electrical industrial]			
850110	Electric motors of an output < 37.5 watts	10.0%	Trade Balance End-use goods[Electrical industrial]			
850120	Universal AC/DC motors of an output < 37.5 watts	10.0%				
850131	DC motors, DC generators, of an output < 750 watts	10.0%				
850132	DC motors, DC generators, of an output 0.75-75 kW	11.2%			Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
850133	DC motors, DC generators, of an output 75-375 kW	5.7%				
850134	DC motors, DC generators, of an output >375 kW	10.0%			Wittmer (2006)	
850140	AC motors, single-phase, nes	10.0%				
850151	AC motors, multi-phase, of an output < 750 Watts	10.0%				
850152	AC motors, multi-phase, of an output 0.75-75 kW	10.0%			Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
850153	AC motors, multi-phase, of an output > 75 kW	5.7%				
850161	AC generators, of an output < 75 kVA	10.0%				
850162	AC generators, of an output 75-375 kVA	10.0%				
850163	AC generators, of an output 375-750 kVA	10.0%				
850164	AC generators, of an output > 750 kVA	10.0%				
850211	Generating sets, diesel, output < 75 kVA	10.0%				
850212	Generating sets, diesel, output 75-375 kVA	10.0%			Wittmer (2006)	
850213	Generating sets, diesel, output > 375 kVA	10.0%				
850220	Generating sets, with spark ignition engines	10.0%				
850230	Electric generating sets, nes	10.0%				
850240	Electric rotary converters	10.0%				
850300	Parts for electric motors and generators	1.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
850410	Ballasts for discharge lamps or tubes	10.8%		Eigene Identifikation, basierend auf ECEEE (2015)	Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
850421	Liquid dielectric transformers < 650 KVA	15.4%	Trade Balance End-use goods[Power utility]	Wittmer (2006)	Wittmer (2006)	
850422	Liquid dielectric transformers 650-10,000KVA	14.9%				
850423	Liquid dielectric transformers > 10,000 KVA	4.0%				
850431	Transformers electric, power capacity < 1 KVA, nes	4.0%			Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
850432	Transformers electric, power capacity 1-16 KVA, nes	4.0%				
850433	Transformers electric, power capacity 16-500 KVA	3.9%	Trade Balance End-use goods[Electrical industrial]	Wittmer (2006)	Wittmer (2006)	
850434	Transformers electric, power capacity > 500 KVA, nes	4.0%				
850440	Static converters, nes	4.0%				
850450	Inductors, electric	4.0%				
850490	Parts of electrical transformers and inductors	4.0%				
850530	Electro-magnetic lifting heads	50.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]	Wittmer (2006)	Wittmer (2006)	
850590	Electro-magnets nes and parts of magnetic devices	50.0%				
850810	Drills, hand-held, with self-contained electric motor	4.0%				
850820	Saws, hand-held, with self-contained electric motor	4.0%				
850880	Tools, hand-held, with electric motor, not drills/saw	4.0%				
850890	Parts, hand tools with self-contained electric motor	4.0%				
850910	Domestic vacuum cleaners	4.0%				
850920	Domestic floor polishers	4.0%				
850930	Domestic kitchen waste disposers	4.0%				
850940	Domestic food grinders, mixers, juice extractors	4.0%				
850980	Domestic appliances, with electric motor, nes	4.0%				
850990	Parts of domestic appliances with electric motor	4.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
851010	Shavers, with self-contained electric motor	4.0%				
851020	Hair clippers, with self-contained electric motor	4.0%				
851090	Parts of shavers/hair clippers, electric	4.0%				
851120	Ignition magnetos, magneto-generators and fly-wheels	10.0%	Trade Balance End-use goods[Electrical automotive]			
851130	Distributors and ignition coils	10.0%				
851140	Starter motors	10.0%				
851150	Generators and alternators	10.0%				
851180	Glow plugs & other ignition or starting equipment nes	10.0%				
851190	Parts of electrical ignition or starting equipment	10.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
851310	Portable battery and magneto-electric lamps	2.0%				
851390	Parts for portable battery & magneto electric lamps	2.0%	Trade Balance End-use goods[Diverse]			
851511	Electric soldering irons and guns	4.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
851519	Electric brazing, soldering machines and apparatus ne	4.0%				
851521	Electric resistance welding equipment, automatic	4.0%				
851529	Electric resistance welding equipment, non-automatic	4.0%				
851531	Automatic electric plasma, other arc welding equipmen	4.0%				
851539	Non-automatic electric plasma and other arc welders	4.0%				
851580	Electric, laser and ultrasonic welding equipment nes	4.0%				
851590	Parts of electric solder, weld or braze equipment	4.0%				
851610	Electric instant, storage and immersion water heaters	6.7%	Trade Balance End-use goods[Plumbing]		Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
851621	Electric storage heating radiators	0.3%				
851629	Electric space heating nes and soil heating apparatus	6.9%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]		Wittmer (2006)	
851631	Electric hair dryers	8.0%				
851632	Electro-thermic hairdressing apparatus, nes	8.0%				
851633	Electro-thermic hand drying apparatus	8.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
851640	Electric smoothing irons	8.0%			Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
851650	Microwave ovens	8.0%				
851660	Electric cooking, grilling & roasting equipment nes	8.6%				
851671	Electric coffee or tea makers, domestic	8.0%				
851672	Electric toasters, domestic	8.0%				
851679	Electro-thermic appliances, domestic, nes	8.0%				
851680	Electric heating resistors	8.0%				
851690	Parts of electro-thermic apparatus, domestic, etc	8.0%				
851710	Telephone sets	4.0%				
851720	Teleprinters	4.0%				
851730	Telephonic or telegraphic switching apparatus	4.0%	Trade Balance End-use goods[Electronic use]		Wittmer (2006)	
851740	Apparatus, for carrier-current line systems, nes	4.0%				
851781	Telephonic apparatus, nes	4.0%				
851782	Telegraphic apparatus, nes	4.0%				
851790	Parts of line telephone/telegraph equipment, nes	4.0%				
851810	Microphones and stands thereof	4.0%				
851821	Single loudspeakers, mounted in enclosure	4.0%				
851822	Multiple loudspeakers, mounted in single enclosure	4.0%				
851829	Loudspeakers, nes	4.0%				
851830	Headphones, earphones, combinations	4.0%				
851840	Audio-frequency electric amplifiers	4.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
851850	Electric sound amplifier sets	4.0%				
851890	Parts of non-recording electronic equipment	4.0%				
851910	Coin or disc-operated record-players	4.0%				
851921	Record-players without built-in loudspeaker, nes	4.0%				
851929	Record-players with loudspeakers, nes	4.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
851931	Turntables with automatic record changing mechanism	4.0%				
851939	Turntables, without record changers	4.0%				
851940	Transcribing machines	4.0%				
851991	Cassette players, non-recording	4.0%				
851999	Sound reproducing apparatus, non-recording, nes	4.0%				
852010	Dictating machine requiring external power source	4.0%				
852020	Telephone answering machines	4.0%				
852031	Cassette type audio tape recorders, sound reproducing	4.0%				
852039	Non-cassette audio tape recorders, sound reproducing	4.0%				
852090	Audio recording equipment without sound reproduction	4.0%				
852110	Video recording/reproducing apparatus, magnetic tape	1.0%				
852190	Video record/reproduction apparatus not magnetic tape	1.0%				
852510	Transmission apparatus for radio, telephone and TV	4.0%				
852520	Transmit-receive apparatus for radio, TV, etc.	4.0%				
852530	Television cameras	4.0%				
852610	Radar apparatus	4.0%				
852691	Radio navigational aid apparatus	4.0%				
852692	Radio remote control apparatus	4.0%				
852711	Radio receivers, portable, with sound reproduce/recor	4.0%				
852719	Radio receivers, portable, non-recording	4.0%				
852721	Radio receivers, external power, sound reproduce/recor	4.0%				
852729	Radio receivers, external power, not sound reproducer	4.0%				
852731	Radio-telephony receiver, with sound reproduce/record	4.0%				
852732	Radio-telephony etc receivers, nes	4.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
852739	Radio-broadcast receivers nes	4.0%	Trade Balance End-use goods[Electronic use]			
852790	Radio reception apparatus nes	4.0%				
852810	Colour television receivers/monitors/projectors	4.0%				
852820	Monochrome television receivers/monitors/projectors	4.0%				
853010	Electric signal, safety & traffic controls, railway	7.5%	Trade Balance End-use goods [Diverse]	Eigene Identifikation, basierend auf ECEEE (2015)	Eigene Schätzung, basierend auf ECEEE (2015)	
853080	Electric signal, safety & traffic controls, nes	7.5%				
853090	Electric signal, safety & traffic controller parts	7.5%	Trade Balance End-use goods [Electronic]			
853400	Electronic printed circuits	10.0%				
853910	Sealed beam lamp units	7.5%	Trade Balance End-use goods [Consumer Products]			
853921	Filament lamps, tungsten halogen	7.5%				
853922	Filament lamps, of a power <= 200 Watt, > 100 volts	7.5%				
853929	Filament lamps, except ultraviolet or infra-red, nes	7.5%				
853931	Fluorescent lamps, hot cathode	7.5%				
853939	Discharge lamps, other than ultra-violet lamps, nes	7.5%				
853940	Ultra-violet or infra-red lamps, arc lamps	7.5%				
853990	Parts of electric filament or discharge lamps	7.5%	Trade Balance End-use goods [Electronic]			
854211	Monolithic integrated circuits, digital	25.0%				
854219	Monolithic integrated circuits, except digital	25.0%				
854220	Hybrid integrated circuits	25.0%				
854280	Electronic integrated circuits/microassemblies, nes	25.0%	Trade Balance Semis Mills[Wire Mill]	Wittmer (2006)	Wittmer (2006)	
854290	Parts of electronic integrated circuits etc	25.0%				
854411	Insulated winding wire of copper	65.0%				
854420	Co-axial cable and other co-axial electric conductors	65.0%				
854430	Ignition/other wiring sets for vehicles/aircraft/ship	65.0%				
854441	Electric conductors, nes < 80 volts, with connectors	38.0%				
854449	Electric conductors, nes < 80 volts, no connectors	38.0%	Trade Balance End-use goods [Electronic]			

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
854451	Electric conductors, 80-1,000 volts, with connectors	65.0%	Trade Balance End-use goods[Electrical power]			
854459	Electric conductors, 80-1,000 volts, no connectors	65.0%				
854460	Electric conductors, for over 1,000 volts, nes	65.0%	Trade Balance End-use goods[Power utility]			
854800	Electrical parts of machinery and apparatus, nes	25.0%	Trade Balance End-use goods[Electrical industrial]	Lepawsky und McNabb (2010)	Eigene Schätzung	
860110	Rail locomotives, externally electrically powered	8.0%				
860120	Rail locomotives powered by electric accumulators	8.0%				
860210	Rail locomotives, diesel-electric	40.0%	Trade Balance End-use goods[other transport]			
860310	Self-propelled railway cars, external electric power	7.0%				
860500	Railway passenger and special purpose coaches	2.0%				
870110	Pedestrian controlled tractors	2.0%				
870120	Road tractors for semi-trailers (truck tractors)	2.0%				
870130	Track-laying tractors (crawlers)	2.0%				
870190	Wheeled tractors nes	2.0%				
870210	Diesel powered buses	0.7%				
870290	Buses except diesel powered	0.7%				
870321	Automobiles, spark ignition engine of <1000 cc	0.7%				
870322	Automobiles, spark ignition engine of 1000-1500 cc	0.7%				
870323	Automobiles, spark ignition engine of 1500-3000 cc	0.7%				
870324	Automobiles, spark ignition engine of >3000 cc	0.7%				
870331	Automobiles, diesel engine of <1500 cc	0.7%				
870332	Automobiles, diesel engine of 1500-2500 cc	0.7%				
870333	Automobiles, diesel engine of >2500 cc	0.7%				
870390	Automobiles nes including gas turbine powered	0.7%				
870410	Dump trucks designed for off-highway use	2.0%				
870421	Diesel powered trucks weighing < 5 tonnes	2.0%				
870422	Diesel powered trucks weighing 5-20 tonnes	2.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
870423	Diesel powered trucks weighing > 20 tonnes	2.0%				
870431	Spark ignition engine trucks weighing < 5 tonnes	2.0%				
870432	Spark ignition engine trucks weighing > 5 tonnes	2.0%				
870490	Trucks nes	2.0%				
870831	Mounted brake linings for motor vehicles	3.0%	Trade Balance End-use goods[Non Electrical Automotive]			
870891	Radiators for motor vehicles	3.0%				
871110	Motorcycles, spark ignition engine of < 50 cc	1.0%	Trade Balance End-use goods[Electrical automotive]			
871120	Motorcycles, spark ignition engine of 50-250 cc	1.0%				
871130	Motorcycles, spark ignition engine of 250-500 cc	1.0%				
871140	Motorcycles, spark ignition engine of 500-800 cc	1.0%				
871150	Motorcycles, spark ignition engine of > 800 cc	1.0%				
871190	Motorcycles with other than a spark ignition engine	1.0%	Trade Balance End-use goods[other transport]			
871200	Bicycles, other cycles, not motorized	1.0%				
900810	Slide projectors	4.0%	Trade Balance End-use goods[Electronic use]			
900911	Electrostatic photo-copyers, direct process	4.0%				
900912	Electrostatic photo-copyers, indirect process	4.0%				
900921	Photo-copying equipment with an optical system, nes	4.0%				
900922	Contact type photo-copying apparatus, nes	4.0%				
900930	Thermo-copying apparatus	4.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			
901710	Drafting tables and machines	4.0%				
911120	Watch cases of base metal including gold/silver-plate	58.0%				
911190	Parts of watch cases	58.0%				
911210	Clock, etc cases, of metal	58.0%	Trade Balance End-use goods[Diverse]			
920510	Brass-wind instruments	85.0%				
930610	Cartridges for rivet etc tools, humane killers, etc	95.0%				
930621	Cartridges, shotgun	95.0%				

HS92 Code	Kurzbeschreibung aus der UN Comtrade	Cu-gehalt	Modellvariable	Quelle HS92 Code	Quelle Cu-Gehalt	Quelle Modellvariable
930690	Munitions of war, ammunition/projectiles and parts	95.0%				
950410	Video games used with a television receiver	4.0%	Trade Balance End-use goods[Consumer products]			

Literaturverzeichnis

AEHA (2013): 家電リサイクル 年次報告書. Annual Report 2013. In Japanese. Hg. v. Association of Electric Home Appliances. Online verfügbar unter http://www.aeha.or.jp/recycling_report/pdf/kadennenji25.pdf, zuletzt geprüft am 27.02.2017.

Allenby, Braden R. (1992): Industrial Ecology: The Materials Scientist in an Environmentally Constrained World. In: *MRS Bulletin* 17 (3), S. 46–51. DOI: 10.1557/S0883769400040859.

Alwast, Holger; Riemann, Axel (2010): Verbesserung der umweltrelevanten Qualitäten von Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. Texte 50/2010. Hg. v. Umweltbundesamt. UBA. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/461/publikationen/4025.pdf>

Amneklev, Jennie; Augustsson, Anna; Sörme, Louise; Bergbäck, Bo (2016): Monitoring Urban Copper Flows in Stockholm, Sweden. Implications of Changes Over Time. In: *Journal of Industrial Ecology*. DOI: 10.1111/jiec.12470.

Angerer, Gerhard; Erdmann, Lorenz; Marscheider-Weidemann, Frank; Scharp, Michael; Lüllmann, Arne; Marwede, Max (2009): Rohstoffe für Zukunftstechnologien. Einfluss des branchenspezifischen Rohstoffbedarfs in rohstoffintensiven Zukunftstechnologien auf die zukünftige Rohstoffnachfrage. Stuttgart: Fraunhofer-IRB-Verl. (ISI-Schriftenreihe "Innovationspotenziale").

Angerer, Gerhard; Mohring, Alexandra; Marscheider-Weidemann, Frank; Wietschel, Martin (2010): Kupfer für Zukunftstechnologien. Nachfrage und Angebot unter besonderer Berücksichtigung der Elektromobilität. Fraunhofer ISI. Karlsruhe. Online verfügbar unter http://www.isi.fraunhofer.de/isi-de/e/projekte/archiv/bis-2012/kupferstudie_fsem_314536_wi2010.php, zuletzt geprüft am 11.07.2017.

Anigstein, Robert; Chmelynski, Harry J.; Loomis, Donald A.; Marschke, Stephen F.; Mauro, John J.; Olsher, Richard H. et al. (2003): Radiological Assessments for Clearance of Materials from Nuclear Facilities: Main Report (NUREG-1640, Volume 1). Hg. v. Division of Systems Analysis and Regulatory Effectiveness. U.S. Nuclear Regulatory Commission. Washington D.C., zuletzt geprüft am 25.11.2013.

Arx, Urs von (2006): Kupfer. Verbrauch, Umwelteinträge und -vorkommen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern (Umwelt-Wissen, 0601). Online verfügbar unter <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/chemikalien/uw-umwelt->

wissen/kupfer_verbrauchumwelteintraegeund-vorkommen.pdf.download.pdf/kupfer_verbrauchumwelteintraegeund-vorkommen.pdf.

Auping, Willem L. (2011): The uncertain future of copper. An Exploratory System Dynamics Model and Analysis of the global copper system in the next 40 years. Delft University of Technology, Delft. Technology, Policy and Management. Online verfügbar unter <https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid:4998f817-848d-4879-9d5f-2c0bd9ee4c81/datastream/OBJ/download>, zuletzt geprüft am 02.12.2013.

Auping, Willem L.; Pruyt, Erik; Kwakkel, Jan H. (2012): Analysing the Uncertain Future of Copper with Three Exploratory System Dynamics Models in the next 40 years (SDS Conference 2012). Online verfügbar unter <https://repository.tudelft.nl/islandora/object/uuid:afda83f7-66fd-452c-baf2-b021007704a0/datastream/OBJ/download>, zuletzt geprüft am 18.03.2013.

Ayres, Robert U. (1989): Industrial Metabolism. In: Jesse Ausubel und Hedy E. Slodovitch (Hg.): Technology and environment. Washington, D.C: National Academy Press, S. 23–49, zuletzt geprüft am 15.12.2014.

Ayres, Robert U.; Ayres, Leslie W.; Råde, Ingrid (2002): The Life Cycle of Copper, its Co-Products and By-Products. Hg. v. International Institute for Environment and Development (iied) und World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). Online verfügbar unter <http://pubs.iied.org/pubs/pdfs/G00740.pdf>, zuletzt geprüft am 19.02.2013.

Baccini, P.; Brunner, Paul H. (1991): Metabolism of the Anthroposphere. Analysis, Evaluation, Design. 2. Aufl. Berlin, New York: Springer-Verlag.

Bader, H.-P.; Scheidegger, R.; Wittmer, D.; Lichtensteiger, T. (2011): Copper flows in buildings, infrastructure and mobiles: a dynamic model and its application to Switzerland. In: *Clean Techn Environ Policy* 13 (1), S. 87–101. DOI: 10.1007/s10098-010-0278-4.

Bader, Hans-Peter; Scheidegger, Ruth; Wittmer, Dominic; Lichtensteiger, Thomas; Baccini, Peter (2006): A dynamic (MMFA) model to describe the copper household in Switzerland. In: Thomas Lichtensteiger (Hg.): Bauwerke als Ressourcennutzer und Ressourcenspende in der langfristigen Entwicklung urbaner Systeme ; ein Beitrag zur Exploration urbaner Lagerstätten ; [Ergebnisse aus dem Forschungsprojekt ARK 04 - Gebäude im Umbau urbaner Kulturlandschaften der ETH Zürich und der Eawag]. Zürich: vdf, Hochsch.-Verl. an der ETH, S. 27–52, zuletzt geprüft am 25.11.2013.

- Ballmer, Ray W. (1960): Copper market fluctuations, an industrial dynamics study. Massachusetts Institute of Technology. School of Industrial Management. Online verfügbar unter <http://hdl.handle.net/1721.1/15114>, zuletzt geprüft am 29.07.2016.
- BDSV (1995): Europäische Stahlschrottsortenliste. Allgemeine Bedingungen. Hg. v. Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling und Entsorgungsunternehmen e.V. Online verfügbar unter http://www.bdsv.org/downloads/sortenliste_eu.pdf, zuletzt geprüft am 21.10.2016.
- BDSV (2012): BREF für Großschredderanlagen. Standpunkt der deutschen Schredderwirtschaft. BVT- Merkblatt. Hg. v. Bundesvereinigung Deutscher Stahlrecycling und Entsorgungsunternehmen e.V. Online verfügbar unter www.bdsv.org/downloads/BREF_Grossschredder.pdf.
- Belevi, Hasan; Moench, Hermann (2000): Factors Determining the Element Behavior in Municipal Solid Waste Incinerators. 1. Field Studies. In: *Environ. Sci. Technol.* 34 (12), S. 2501–2506. DOI: 10.1021/es991078m.
- Bergbäck, B.; Johansson, K.; Mohlander, U. (2001): Urban Metal Flows - A Case Study of Stockholm. Review and Conclusions. In: *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1 (3/4), S. 3–24. DOI: 10.1023/A:1017531532576.
- Bertram, Marlen; Graedel, Thomas E.; Rechberger, H.; Spatari, S. (2002): The contemporary European copper cycle: waste management subsystem. In: *Ecological Economics* 42 (1-2), S. 43–57. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00100-3.
- BGR (2012): Statistiken zur Minenproduktion. Interner Datensatz. BGR. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- Bilitewski, B.; Wunsch, C.; Jager, J.; Hoffmann, M. (2010): Energieeffizienzsteigerung und CO₂-Vermeidungspotenziale bei der Müllverbrennung – technische und wirtschaftliche Bewertung. EdDE-Dokumentation 13. Hg. v. Entsorgungsgemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. Köln. Online verfügbar unter <https://entsorgungsgemeinschaft.de/tileviewer.html?d=13&pc=85>.
- Bilitewski, Bernd; Härdtle, Georg (2013): Abfallwirtschaft. Handbuch für Praxis und Lehre. 4. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg, zuletzt geprüft am 05.11.2014.
- Bleischwitz, Raimund; Bahn-Walkowiak, Bettina; Wilts, Henning; Jacob, Klaus; Raecke, Florian; Werland, Stefan et al. (2010): Ressourcenpolitik zur Gestaltung der Rahmenbedingungen. Abschlussbericht des Arbeitspakets 3 des Projekts "Materialeffizienz und Ressourcenschonung". Hg. v. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie

- GmbH. Online verfügbar unter https://ressourcen.wupperinst.org/downloads/MaRess_AP3_13_AbschlussBer.pdf.
- BLW (2017): Pflanzenschutzmittelverzeichnis. Bundesamt für Landwirtschaft BLW. Schweiz. Online verfügbar unter <http://www.psm.admin.ch/psm/produkte/index.html?lang=de>, zuletzt geprüft am 09.02.2017.
- Bollinger, L. Andrew; Davis, Chris; Nikolić, Igor; Dijkema, Gerard P.J. (2012): Modeling Metal Flow Systems. In: *Journal of Industrial Ecology* 16 (2), S. 176–190. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2011.00413.x.
- Bonnin, Marie; Azzaro-Pantel, Catherine; Pibouleau, Luc; Domenech, Serge; Ville-neuve, Jacques (2013): Development and validation of a dynamic material flow analysis model for French copper cycle. In: *Chemical Engineering Research and Design* 91 (8), S. 1390–1402. DOI: 10.1016/j.cherd.2013.03.016.
- Boons, F.A.A.; Baas, L. W. (1997): Types of industrial ecology: The problem of coordination. In: *Journal of Cleaner Production* 5 (1-2), S. 79–86. DOI: 10.1016/S0959-6526(97)00007-3.
- Bossel, Hartmut (2004): Systeme, Dynamik, Simulation. Modellbildung, Analyse und Simulation komplexer Systeme. Norderstedt: Books on Demand GmbH.
- Bouman, Mathijs; Heijungs, Reinout; van der Voet, Ester; van den Bergh, Jeroen C.J.M.; Huppes, Gjalb (2000): Material flows and economic models. An analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models. In: *Ecological Economics* 32 (2), S. 195–216. DOI: 10.1016/S0921-8009(99)00091-9.
- Brahmst, Emilio (2006): Copper in End-of-Life Vehicle Recycling. Hg. v. Copper Development Association Inc. CDA. Online verfügbar unter http://www.cargroup.org/wp-content/uploads/2017/02/Copper-in-End_of_Life-Vehicle-Recycling.pdf.
- Breitenstein, Boris (2017): Das "Rene-Verfahren" zur Rückgewinnung von NE-Metallen aus feinkörnigen Rostaschen der thermischen Abfallbehandlung und energetischen Verwertung. Dissertation. TU Clausthal, Clausthal-Zellerfeld. Institut für Aufbereitung, Deponietechnik und Geomechanik (IFAD). Online verfügbar unter https://dokumente.ub.tu-clausthal.de/servlets/MCRFileNodeServlet/clausthal_derivate_00000274/Db113144.pdf, zuletzt geprüft am 06.06.2017.

Breitenstein, Boris; Elwert, Tobias; Goldmann, Daniel; Haas, Andrea; Schirmer, Thomas; Vogt, Volker (2017): Froth Flotation of Copper and Copper Compounds from Fine Fractions of Waste Incineration Bottom Ashes. In: *Chemie Ingenieur Technik* 89 (1-2), S. 97–107. DOI: 10.1002/cite.201600017.

Brenner, S. (1877): Brenner's Prophecies of Future Ups and Downs in Prices. Toronto: Belford Brothers. Online verfügbar unter https://archive.org/stream/cihm_00906#page/n1/mode/2up, zuletzt geprüft am 01.02.2016.

Bringezu, Stefan; Moriguchi, Yuichi (2002): 8. Material flow analysis. In: Robert U. Ayres und Leslie W. Ayres (Hg.): A Handbook of industrial ecology. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited, S. 79–90.

Bringezu, Stefan; Schütz, Helmut; Moll, Stephan (2003): Rationale for and Interpretation of Economy-Wide Materials Flow Analysis and Derived Indicators. In: *Journal of Industrial Ecology* 7 (2), S. 43–64. DOI: 10.1162/108819803322564343.

Brunner, Paul H.; Ma, Hwong-Wen (2009): Substance Flow Analysis. A Key Tool for Effective Resource Management. In: *Journal of Industrial Ecology* 13 (1), S. 11–14. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2008.00083.x.

Brunner, Paul H.; Rechberger, Helmut (2004): Practical handbook of material flow analysis. Boca Raton, FL: CRC/Lewis (Advanced methods in resource and waste management, 1).

Buchholz, Peter; Schmitz, Martin (2010): Eingeschränkte Planungssicherheit. Die Rohstoffmärkte und die Verfügbarkeit von Primär- und Sekundärrohstoffen unterliegen weiterhin starken zyklischen Schwankungen. In: *ReSource* (3), S. 25–29.

Buchner, Hanno; Laner, David; Rechberger, Helmut; Fellner, Johann (2015): Dynamic Material Flow Modeling: An Effort to Calibrate and Validate Aluminum Stocks and Flows in Austria. In: *Environ. Sci. Technol.* 49 (9), S. 5546–5554. DOI: 10.1021/acs.est.5b00408.

Bunge, Rainer (2016): Recovery of Metals from Waste Incinerator Bottom Ash. Hochschule für Technik Rapperswil. Rapperswil. Online verfügbar unter https://www.umtec.ch/fileadmin/user_upload/umtec.hsr.ch/Dokumente/News/1504_Metals_from_MWIBA__R._Bunge.pdf, zuletzt geprüft am 01.09.2016.

Cai, Yong (2009): 我国报废汽车回收利用现状及对策建议. In Chinese. In: *China Resources Comprehensive Utilization* 27 (2). DOI: 10.3969/j.issn.1008-9500.2009.02.003.

Calvo, Guiomar; Mudd, Gavin; Valero, Alicia; Valero, Antonio (2016): Decreasing Ore Grades in Global Metallic Mining. A Theoretical Issue or a Global Reality? In: *Resources* 5 (4), S. 36. DOI: 10.3390/resources5040036.

Canadian Council of Ministers of Environment (Hg.) (2014): State of Waste Management in Canada. Unter Mitarbeit von Laurie Giroux (PN 1528). Online verfügbar unter http://www.ccme.ca/files/Resources/waste/wst_mgmt/State_Waste_Mgmt_in_Canada%20April%202015%20revised.pdf, zuletzt geprüft am 28.11.2016.

CDA (2010-2016): Annual Data. Copper Supply & Consumption. Copper Development Association Inc. Online verfügbar unter https://www.copper.org/resources/market_data/pdfs/annual_data.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

CDA (2013): 2013 Technical Report. The U.S. Copper-base Scrap Industry and Its By-products. Unter Mitarbeit von Janice L. Jolly. Copper Development Association Inc. New York. Online verfügbar unter https://www.copper.org/publications/pub_list/pdf/scrap_report.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

CDA (2016): Copper Facts. Copper Development Association Inc. Online verfügbar unter <https://www.copper.org/education/c-facts/facts-print.html>, zuletzt aktualisiert am 29.09.2016, zuletzt geprüft am 21.10.2016.

Chancerel, Perrine; Meskers, Christina E.M.; HagelÄ¼ken, Christian; Rotter, Vera Susanne (2009): Assessment of Precious Metal Flows During Preprocessing of Waste Electrical and Electronic Equipment. In: *Journal of Industrial Ecology* 13 (5), S. 791–810. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2009.00171.x.

Chancerel, Perrine; Rotter, Vera (2009): Edelmetallrückgewinnung aus Elektro- und Elektronikgeräten durch Aufbereitung. In: *Müll und Abfall* (2), S. 78–82, zuletzt geprüft am 17.12.2014.

Chen, Wei-Qiang (2013): Recycling Rates of Aluminum in the United States. In: *Journal of Industrial Ecology* 17 (6), S. 926–938. DOI: 10.1111/jiec.12070.

Chen, Wei-Qiang; Graedel, T. E. (2012a): Anthropogenic cycles of the elements: a critical review. In: *Environ. Sci. Technol.* 46 (16), S. 8574–8586. DOI: 10.1021/es3010333.

Chen, Wei-Qiang; Graedel, T. E. (2015): Improved Alternatives for Estimating In-Use Material Stocks. In: *Environ. Sci. Technol.* DOI: 10.1021/es504353s.

Chen, Wei-Qiang; Graedel, Thomas E. (2012b): Dynamic analysis of aluminum stocks and flows in the United States: 1900–2009. In: *Ecological Economics* 81, S. 92–102. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.06.008.

Chen, Wei-Qiang; Shi, Lei (2012): Analysis of aluminum stocks and flows in mainland China from 1950 to 2009: Exploring the dynamics driving the rapid increase in China's aluminum production. In: *Resources, Conservation and Recycling* 65, S. 18–28. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.05.003.

Chen, Wei-Qiang; Shi, Lei; Qian, Yi (2010): Substance flow analysis of aluminium in mainland China for 2001, 2004 and 2007: Exploring its initial sources, eventual sinks and the pathways linking them. In: *Resources, Conservation and Recycling* 54 (9), S. 557–570. DOI: 10.1016/j.resconrec.2009.10.013.

Chen, Wu; Wang, Minxi; Li, Xin (2016): Analysis of copper flows in the United States. 1975–2012. In: *Resources, Conservation and Recycling* 111, S. 67–76. DOI: 10.1016/j.resconrec.2016.04.014.

Ciacchi, Luca; Vassura, Ivano; Passarini, Fabrizio (2017): Urban Mines of Copper. Size and Potential for Recycling in the EU. In: *Resources* 6 (1), S. 6. DOI: 10.3390/resources6010006.

Cloud, Preston (1977): Entropy, materials, and posterity. In: *Geol Rundsch* 66 (1), S. 678–696. DOI: 10.1007/BF01989599.

Cochilco (2001–2014): ANUARIO DE ESTADÍSTICAS DEL COBRE Y OTROS MINERALES. Yearbook: Copper and other Mineral Statistics. Comisión Chilena del Cobre. Santiago de Chile. Online verfügbar unter <https://www.cochilco.cl/Paginas/Estadisticas/Publicaciones/Anuario.aspx>, zuletzt geprüft am 09.01.2016.

Crowson, Phillip (2012): Some observations on copper yields and ore grades. In: *Resources Policy* 37 (1), S. 59–72. DOI: 10.1016/j.resourpol.2011.12.004.

Dahlström, Kristina; Ekins, Paul; He, Juanchun; Davis, Jennifer; Clift, Roland (2004): Iron, Steel and Aluminum in the UK: Material Flows and their Economic Dimensions. Final Project Report. Hg. v. Centre for Environmental Strategy. University of Surrey. Guildford (Surrey), zuletzt geprüft am 02.10.2016.

Daigo, Ichiro; Hashimoto, Susumu; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2009): Material stocks and flows accounting for copper and copper-based alloys in Japan. In: *Resources, Conservation and Recycling* 53 (4), S. 208–217. DOI: 10.1016/j.resconrec.2008.11.010.

Daigo, Ichiro; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2010): Substance flow analysis of chromium and nickel in the material flow of stainless steel in Japan. In: *Resources, Conservation and Recycling* 54 (11), S. 851–863. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.01.004.

Dalmijn, W. L.; Jong, T.P.R. de (2007): The development of vehicle recycling in Europe: Sorting, shredding, and separation. In: *JOM - The Journal of The Minerals, Metals & Materials Society (TMS)* 59 (11), S. 52–56. DOI: 10.1007/s11837-007-0141-1.

Deike, Rüdiger; Ebert, Dominik; Warnecke, Ragnar; Vogell, Martin (2012): Recyclingpotenziale bei Rückständen aus der Müllverbrennung. Abschlussbericht zum Projekt. Hg. v. Universität Duisburg-Essen. Institut für Metallurgie und Umformtechnik. Online verfügbar unter <https://www.itad.de/information/studien/20130110DEIKEHMMVARecyclingpotentialAbschlussbericht.pdf>.

den Hond, F. (2000): Industrial ecology: a review. In: *Regional Environmental Change* 1 (2), S. 60–69. DOI: 10.1007/PL00011534.

DKI (o.D.): Recycling von Kupferwerkstoffen. Hg. v. Deutsches Kupferinstitut. Düsseldorf. Online verfügbar unter <http://admin.copperalliance.eu/docs/librariesprovider3/recycling-von-kupferwerkstoffen--final-pdf?sfvrsn=0&sfvrsn=0>, zuletzt geprüft am 14.10.2016.

DKI (2016): Wieviel Kupfer braucht ein Einfamilien-Haus? Der ideale Werkstoff vom Keller bis zum Dach - und seine Einsatzbereiche: Hg. v. Deutsches Kupferinstitut. Online verfügbar unter <http://copperalliance.de/downloadcenter>, zuletzt geprüft am 06.10.2016.

Dubreuil, Alain; Young, Steven B.; Atherton, John; Gloria, Thomas P. (2010): Metals recycling maps and allocation procedures in life cycle assessment. In: *Int J Life Cycle Assessment* 15 (6), S. 621–634. DOI: 10.1007/s11367-010-0174-5.

Dürkoop, Anke; Brandstetter, Christian Peter; Gräbe, Gudrun; Rentsch, Lars (Hg.) (2016): Innovative Technologien für Ressourceneffizienz – Strategische Metalle und Mineralien // Innovative Technologien für Ressourceneffizienz - Strategische Metalle und Mineralien. Ergebnisse der r³-Fördermaßnahme // Ergebnisse der r³-Fördermaßnahme. Stuttgart: Fraunhofer Verlag, zuletzt geprüft am 23.08.2017.

Duwe, Christian; Goldmann, Daniel (2012): Stand der Forschung zur Aufbereitung von Shredder-Sanden. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recyc-

ling und Rohstoffe, Bd. 5. Neuruppin: TK-Verl. (Recycling und Rohstoffe, 5), S. 495–505.

Earley, Katharine (2013): Could China's 'green fence' prompt a global recycling innovation? In: *The Guardian*, 27.08.2013. Online verfügbar unter <https://www.theguardian.com/sustainable-business/china-green-fence-global-recycling-innovation>, zuletzt geprüft am 25.02.2017.

Eberlein, Robert L.; Thompson, James P.; Matchar David B (2012): Chronological Aging in Continuous Time. In: Elke Hausemann und David Stuart Lane (Hg.): Conference proceedings. 30th International Conference of the System Dynamics Society. St. Gallen, Switzerland, July 22-26: University of St. Gallen.

ECEEE (2015): Products & status — Ecodesign and product standards. Hg. v. European Council for an Energy Efficient Economy. Online verfügbar unter <http://www.eceee.org/ecodesign/products>, zuletzt geprüft am 30.10.2015.

Eckelman, Matthew J.; Daigo, Ichiro (2008): Markov chain modeling of the global technological lifetime of copper. In: *Ecological Economics* 67 (2), S. 265–273. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2008.05.020.

Ehrenfeld, John R. (1997): Industrial ecology: A framework for product and process design. In: *Journal of Cleaner Production* 5 (1-2), S. 87–95. DOI: 10.1016/S0959-6526(97)00015-2.

ElektroG (2015): Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die umweltverträgliche Entsorgung von Elektro- und Elektronikgeräten. Online verfügbar unter https://www.gesetze-im-internet.de/elektrog_2015/BJNR173910015.html#BJNR173910015BJNG000300000, zuletzt geprüft am 13.10.2016.

Elshkaki, Ayman (2007): Systems Analysis of Stock Buffering. Development of a Dynamic Substance Flow-Stock Model for the Identification and Estimation of Future Resources, Waste Streams and Emissions. PhD Thesis. Universiteit Leiden, Leiden.

Elshkaki, Ayman; Graedel, T. E.; Ciacchi, Luca; Reck, Barbara (2016): Copper demand, supply, and associated energy use to 2050. In: *Global Environmental Change* 39, S. 305–315. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2016.06.006.

Elshkaki, Ayman; van der Voet, Ester; van Holderbeke, Mirja; Timmermans, Veerle (2004): The environmental and economic consequences of the developments of lead stocks in the Dutch economic system. In: *Resources, Conservation and Recycling* 42 (2), S. 133–154. DOI: 10.1016/j.resconrec.2004.02.008.

- Elshkaki, Ayman; van der Voet, Ester; van Holderbeke, Mirja; Timmermans, Veerle (2009): Long-term consequences of non-intentional flows of substances: Modelling non-intentional flows of lead in the Dutch economic system and evaluating their environmental consequences. In: *Waste Management* 29 (6), S. 1916–1928. DOI: 10.1016/j.wasman.2008.11.011.
- Erdmann, Lorenz (2004): Nachhaltige Bestandsbewirtschaftung nicht erneuerbarer knapper Ressourcen. Handlungsoptionen und Steuerungsinstrumente am Beispiel von Kupfer und Blei. Berlin: IZT (Werkstattberichte / IZT, Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung, Nr. 68).
- Erkman, S. (1997): Industrial ecology: An historical view. In: *Journal of Cleaner Production* 5 (1-2), S. 1–10. DOI: 10.1016/S0959-6526(97)00003-6.
- Eurometaux; Eurofer (Hg.) (2012): Recycling Rates For Metals. European Association of Metals. Online verfügbar unter http://www.eurometaux.org/DesktopModules/Bring2mind/DMX/Download.aspx?Command=Core_Download&EntryId=5200&PortalId=0&TabId=57, zuletzt geprüft am 16.12.2013.
- Europäische Kommission (Hg.) (1999): Construction and Demolition Waste Management Practices, and their Economic Impacts. Report to DGXI. Final Report. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/cdw_report.htm, zuletzt geprüft am 05.10.2016.
- Europäische Kommission (2010): Study on the selection of waste streams for end-of-waste assessment. Final Report. Unter Mitarbeit von Alejandro Villanueva, Luis Delgado, Luo Zheng, Peter Eder, Ana Sofia Catarino und Don Litten. Joint Research Centre - Institute for Prospective Technological Studies. Luxembourg (JRC58206), zuletzt geprüft am 27.11.2013.
- Europäische Kommission (2011): End-of-waste Criteria for Copper and Copper Alloy Scrap: Technical Proposals. Unter Mitarbeit von Lena Muchova, Peter Eder und Alejandro Villanueva. Joint Research Centre - Institute for Prospective Technological Studies. Luxembourg (JRC 64207), zuletzt geprüft am 27.11.2013.
- Eurostat (2016a): Aufkommen und Behandlung von Siedlungsabfällen (kg pro Kopf). Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/refreshTableAction.do?tab=table&plugin=1&pcode=tsdpc240&language=de>, zuletzt geprüft am 10.10.2016.

Eurostat (2016b): Waste statistics - electrical and electronic equipment. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_statistics_-_electrical_and_electronic_equipment.

Fehrenbach, Horst; Giegrich, Jürgen; Mahmood, Sameh (2007): Beispielhafte Darstellung einer vollständigen, hochwertigen Verwertung in einer MVA unter besonderer Berücksichtigung der Klimarelevanz. Hg. v. Umweltbundesamt. UBA. Dessau.

Fischer-Kowalski, M.; Krausmann, Fridolin; Giljum, S.; Lutter, S.; Mayer, A.; Bringezu, Stefan et al. (2011): Methodology and Indicators of Economy-wide Material Flow Accounting. In: *Journal of Industrial Ecology* 15 (6), S. 855–876. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2011.00366.x.

Fischer-Kowalski, Marina; Hüttler, Walter (1998): Society's Metabolism. The Intellectual History of Materials Flow Analysis, Part II, 1970–1998. In: *Journal of Industrial Ecology* 2 (4), S. 107–136. DOI: 10.1162/jiec.1998.2.4.107.

Fisher, Franklin M.; Cootner, Paul H.; Baily, Martin Neil (1972): An Econometric Model of the World Copper Industry. In: *The Bell Journal of Economics and Management Science* 3 (2), S. 568–609. DOI: 10.2307/3003038.

Fishman, Tomer; Schandl, Heinz; Tanikawa, Hiroki; Walker, Paul; Krausmann, Fridolin (2014): Accounting for the Material Stock of Nations. In: *Journal of Industrial Ecology* 18 (3), S. 407–420. DOI: 10.1111/jiec.12114.

Five Winds International (2008): Copper Recycling Drivers, Trends and Emerging Topics Shaping the Copper Recycling Landscape. Hg. v. International Copper Association.

Fleischer, Günter; Habashi, Fathi; Menges, Georg; Bilitewski, Bernd; Loll, Ulrich (2000): Waste, 5. Recycling. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Online verfügbar unter http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/14356007.o28_o05/full.

Forrester, Jay W. (1956): Dynamic Models of Economic Systems and Industrial Organizations. Note to the Faculty Research Seminar, MIT System Dynamics Group DMemo. Reprinted as Forrester, J. W. 2003. In: *System Dynamics Review* 19 (4), S. 331–345, zuletzt geprüft am 25.11.2013.

Forrester, Jay W. (1958): Industrial Dynamics. A major breakthrough for decision makers. In: *Harvard Business Review* 36 (4), S. 37–66, zuletzt geprüft am 22.07.2016.

Forrester, Jay W. (1961): Industrial Dynamics: M.I.T. Press; JOHN WILEY & SONS.

Online verfügbar unter

<https://babel.hathitrust.org/cgi/pt?id=mdp.39015002111774;view=1up;seq=8>.

Forrester, Jay W.; Senge, Peter M. (1980): Tests for Building Confidence in System Dynamics Models. In: *TIMS Studies in the Management Sciences* 14, S. 209–228, zuletzt geprüft am 06.09.2016.

Franke, Matthias; Mocker, Mario; Löh, Ingrid (2011): Landfill Mining – Rohstoffpotenziale in Deponien. In: K.J Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe, Bd. 4. Neuruppin: TK (Recycling und Rohstoffe, 4), S. 403–415, zuletzt geprüft am 04.07.2017.

Fraunhofer ISI (2013a): Befragung zum Kupferrecycling in Deutschland. Interview mit Auto Böhler GmbH. Karlsruhe.

Fraunhofer ISI (2013b): Befragung zum Kupferrecycling in Deutschland. Interview mit ALBA R-plus GmbH. Eppingen.

Fraunhofer ISI (2013c): Befragung zum Kupferrecycling in Deutschland. Interview mit Rino Bau- und Transport GmbH & Co. KG. Karlsruhe.

Fraunhofer ISI (2013d): Befragung zum Kupferrecycling in Deutschland. Sommer 2013. Interview mit Metall- und Schrotthändlern in Karlsruhe.

Fraunhofer ISI (2014): Befragung von chinesischen Fachleuten aus Industrie, Forschungsinstitutionen, Beratungsunternehmen zum Kupferrecycling. Vor-Ort Besuch in China im September 2014. Unter Mitarbeit von Luis A. Tercero Espinoza.

Fricke, Klaus; Münnich, Kai; Heußner, Christoph; Schulte, Burkart; Wanka, Sebastian (2012): Landfill Mining - ein Beitrag der Abfallwirtschaft für die Ressourcensicherung. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe, Bd. 5. Neuruppin: TK-Verl. (Recycling und Rohstoffe, 5), S. 933–945, zuletzt geprüft am 05.07.2017.

Friedrich, Bernd (2011): Autotherme Metallrückgewinnung aus WEEE-Schrott durch energieoptimierte zero-waste Metallurgie. Präsentation r2-Statusseminar, 2011. Online verfügbar unter http://www.r-zwei-innovation.de/_media/V03_Status2011.pdf.

Fröhlich, Georg (2009): Entsorgung von Elektro- und Elektronikaltgeräten in der Praxis. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe, Bd. 2. Neuruppin: TK (Recycling und Rohstoffe, 2), S. 551–565.

- Frondel, Manuel; Grösche, Peter; Huchtemann, Dirk; Oberheitmann, Andreas, Peters, Jörg; Vance, Colin; Angerer, Gerhard et al. (2006): Trends der Angebots- und Nachfragesituation bei mineralischen Rohstoffen. Endbericht. Hg. v. BGR, Fraunhofer ISI und RWI Essen. Online verfügbar unter https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/angebots-nachfragesituation-mineral-rohstoffe-endber2006.html, zuletzt geprüft am 26.11.2013.
- Frosch, Robert A. (1992): The thalassemy. Industrial ecology: A philosophical introduction. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 89, S. 800–803, zuletzt geprüft am 02.10.2014.
- Frosch, Robert A.; Gallopoulos, Nicholas E. (1989): Strategies for Manufacturing. In: *Scientific American* (261), S. 144–152, zuletzt geprüft am 28.01.2013.
- Garcia, Patricio; Knights, Peter F.; Tilton, John E. (2001): Labor productivity and comparative advantage in mining. In: *Resources Policy* 27 (2), S. 97–105. DOI: 10.1016/S0301-4207(01)00010-1.
- Garner, Andy; Keoleian, Gregory A. (1995): Industrial Ecology: An Introduction. National Pollution Prevention Center for Higher Education - University of Michigan. Ann Arbor, MI. Online verfügbar unter www.umich.edu/~nppcpub/resources/compendia/INDEpdfs/INDEintro.pdf.
- Gaustad, Gabrielle; Olivetti, Elsa; Kirchain, Randolph E. (2011): Toward Sustainable Material Usage: Evaluating the Importance of Market Motivated Agency in Modeling Material Flows. In: *Environ. Sci. Technol.* 45 (9), S. 4110–4117. DOI: 10.1021/es103508u.
- Gerst, Michael D. (2009): Linking Material Flow Analysis and Resource Policy via Future Scenarios of In-Use Stock: An Example for Copper. In: *Environ. Sci. Technol.* 43 (16), S. 6320–6325.
- Gerst, Michael D.; Graedel, Thomas E. (2008): In-Use Stocks of Metals: Status and Implications. In: *Environ. Sci. Technol.* 42 (19), S. 7038–7045. DOI: 10.1021/es800420p.
- Gillner, Roland; Pretz, Thomas; Rombach, Elinor; Friedrich, Bernd (2011): NE-Metallpotenzial in Rostaschen aus Müllverbrennungsanlagen. In: *World of Metallurgy - Erzmetall* 64 (5).
- Giurco, D.; Petrie, J. G. (2007): Strategies for reducing the carbon footprint of copper: New technologies, more recycling or demand management? In: *Minerals Engineering* 20 (9), S. 842–853. DOI: 10.1016/j.mineng.2007.04.014.

Glöser, Simon; Pfaff, Matthias; Tercero Espinoza, Luis A. (2016): Dynamische Materialfluss-Analyse der Magnetwerkstoffe Neodym und Dysprosium in Deutschland. In: Ulrich Teipel (Hg.): 4. Symposium Rohstoffeffizienz und Rohstoffinnovationen. 17./18. Februar 2016, Evangelische Akademie Tutzing. Stuttgart: Fraunhofer Verlag. Online verfügbar unter http://www.isi.fraunhofer.de/isi-wAssets/docs/n/de/publikationen/Materialflussanalyse_Gloeser_et_al.pdf.

Glöser, Simon; Soulier, Marcel; Tercero Espinoza, Luis A. (2013): Dynamic analysis of global copper flows. Global stocks, postconsumer material flows, recycling indicators, and uncertainty evaluation. In: *Environ. Sci. Technol.* 47 (12), S. 6564–6572. DOI: 10.1021/es400069b.

Goldmann, Daniel (2009a): Erschließung neuer Rohstoffpotentiale aus Abfallströmen durch Entwicklung vernetzter Verwertungsstrukturen und mehrstufigen Aufbereitungsprozessen. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe, Bd. 2. Neuruppin: TK (Recycling und Rohstoffe, 2), S. 251–268.

Goldmann, Daniel (2009b): Stand der Altfahrzeugverwertung. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe, Bd. 2. Neuruppin: TK (Recycling und Rohstoffe, 2), S. 471–490.

Goldmann, Daniel (2010): Recycling als Beitrag zur Rohstoffsicherung - neue strukturelle und technologische Herausforderungen. In: *Chemie Ingenieur Technik* 82 (11), S. 1851–1860. DOI: 10.1002/cite.201000109.

Gómez, Fernando; Guzmán, Juan Ignacio; Tilton, John E. (2007): Copper recycling and scrap availability. In: *Resources Policy* 32 (4), S. 183–190. DOI: 10.1016/j.resourpol.2007.08.002.

Gordon, Robert B.; Bertram, M.; Graedel, Thomas E. (2006): Metal stocks and sustainability. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103 (5), S. 1209–1214. DOI: 10.1073/pnas.0509498103.

Gößling-Reisemann, Stefan; Gleich, Arnim von; Ruth, Matthias; Fischer, Ronald; Stockmar, Dennis (2007): Kupferzyklen Deutschland. Eine Studie zu Lebenszyklusdaten für Kupferprodukte in Deutschland, mit Fokus auf Datenqualität, Allokationsverfahren und Recyclingflüssen. Hg. v. Forschungszentrum Karlsruhe: Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse – Zentralabteilung Technikbedingte Stoffströme. Bremen, Karlsruhe. Online verfügbar unter http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/groups/allPersonsActive/public/Projektberichte/NetLZD-Metalle_S02_v03_2007.pdf, zuletzt geprüft am 25.11.2013.

Gosten, Alexander (2013): Potential des Metallrecyclings durch Abfallverbrennung. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe, Bd. 6. Neuruppin: TK (Recycling und Rohstoffe, 6), S. 455–470.

Gottschalk, Fadri; Scholz, Roland W.; Nowack, Bernd (2010): Probabilistic material flow modeling for assessing the environmental exposure to compounds. Methodology and an application to engineered nano-TiO₂ particles. In: *Environmental Modelling & Software* 25 (3), S. 320–332. DOI: 10.1016/j.envsoft.2009.08.011.

Graedel, Thomas E. (1996): On the Concept of Industrial Ecology. In: *Annu. Rev. Energy. Environ.* 21 (1), S. 69–98. DOI: 10.1146/annurev.energy.21.1.69.

Graedel, Thomas E.; Bertram, Marlen; Fuse, Kensuke; Gordon, Robert B.; Lifset, Reid; Rechberger, H.; Spatari, S. (2002): The contemporary European copper cycle: The characterization of technological copper cycles. In: *Ecological Economics* 42 (1-2), S. 9–26. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00101-5.

Graedel, Thomas E.; van Beers, D.; Bertram, Marlen; Fuse, Kensuke; Gordon, Robert B.; Gritsinin, A. et al. (2004): Multilevel Cycle of Anthropogenic Copper. In: *Environ. Sci. Technol.* 38 (4), S. 1242–1252. DOI: 10.1021/es030433c.

Greenpeace; EPIA (2011): Solar Generation 6. Solar photovoltaic electricity empowering the world. Hg. v. Greenpeace und European Photovoltaic Industry Association (EPIA). Online verfügbar unter <http://www.greenpeace.org/international/Global/international/publications/climate/2011/Final%20SolarGeneration%20VI%20full%20report%20lr.pdf>, zuletzt geprüft am 14.08.2017.

Größler, Andreas; Zock, Alexander (2010): Supporting long-term workforce planning with a dynamic aging chain model. A case study from the service industry. In: *Hum. Resour. Manage.* 49 (5), S. 829–848. DOI: 10.1002/hrm.20382.

Gröticke, Isabelle (2013): Einsatz von System Dynamics zur Modellierung des globalen Kupfersystems. Das Modell SysCu. Dissertation. Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen. Fachbereich 09 Agrarwissenschaften, Ökotoxikologie und Umweltmanagement.

Guo, Xueyi; Song, Yu (2008): Substance flow analysis of copper in China. In: *Resources, Conservation and Recycling* 52 (6), S. 874–882. DOI: 10.1016/j.resconrec.2007.10.003.

- Habuer; Nakatani, Jun; Moriguchi, Yuichi (2014): Time-series product and substance flow analyses of end-of-life electrical and electronic equipment in China. In: *Waste Management* 34 (2), S. 489–497. DOI: 10.1016/j.wasman.2013.11.004.
- Hanau, Arthur (1928): Die Prognose der Schweinepreise. In: *Vierteljahreshefte zur Konjunkturforschung* (Sonderheft 7), S. 5–41, zuletzt geprüft am 03.02.2016.
- Hanisch, Christian; Diekmann, Jan; Stieger, Alexander; Haselrieder, Wolfgang; Kwade, Arno (2015): Recycling of Lithium-Ion Batteries. In: Jinyue Yan (Hg.): *Handbook of clean energy systems*. Chichester: Wiley, S. 1–24.
- Hao, Han; Wang, HeWu; Ouyang, MingGao; Cheng, Fei (2011): Vehicle survival patterns in China. In: *Sci. China Technol. Sci.* 54 (3), S. 625–629. DOI: 10.1007/s11431-010-4256-1.
- Harper, E. M.; Graedel, T. E. (2004): Industrial ecology: a teenager's progress. In: *Technology in Society* 26 (2-3), S. 433–445. DOI: 10.1016/j.techsoc.2004.01.013.
- Hatayama, Hiroki; Yamada, Hiroyuki; Daigo, Ichiro; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2007): Dynamic Substance Flow Analysis of Aluminum and Its Alloying Elements. In: *Materials Transactions* 48 (9), S. 2518–2524. DOI: 10.2320/matertrans.MRA2007102.
- Hausmann, Markus (2005): Potential thermischer Verfahren zur stofflichen Abfallverwertung. Diplomarbeit. TU Wien, Wien. Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft. Online verfügbar unter https://publik.tuwien.ac.at/files/PubDat_145797.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.
- He, Wenzhi; Li, Guangming; Ma, Xingfa; Wang, Hua; Huang, Juwen; Xu, Min; Huang, Chunjie (2006): WEEE recovery strategies and the WEEE treatment status in China. In: *Journal of Hazardous Materials* 136 (3), S. 502–512. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.04.060.
- He, Zhenggang; Gan, Junwei; Liao, Wei (2013): 基于不同回收主体的报废汽车回收模式分析与选择. In Chinese. In: *Ecological Economy* (1), S. 42–44. DOI: 10.3969/j.issn.1671-4407.2013.01.026.
- Higuera, Pablo; Oyarzun, Roberto; Oyarzún, Jorge; Maturana, Hugo; Lillo, Javier; Morata, Diego (2004): Environmental assessment of copper–gold–mercury mining in the Andacollo and Punitaqui districts, northern Chile. In: *Applied Geochemistry* 19 (11), S. 1855–1864. DOI: 10.1016/j.apgeochem.2004.04.001.

Hirato, Takahiro; Daigo, Ichiro; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2009): In-use Stock of Steel Estimated by Top-down Approach and Bottom-up Approach. In: *ISIJ Int.* 49 (12), S. 1967–1971. DOI: 10.2355/isijinternational.49.1967.

Hong, Qian Yi (2010): 报废汽车拆解与再制造:"城市矿产"的新亮点. In: *Venture Capital* (10), S. 41–43. Online verfügbar unter http://d.wanfangdata.com.cn/Periodical_zgcytygkj201012014.aspx.

Hotta, Yasuhiko; Santo, Atsushi; Tasaki, Tomohiro (2014): EPR-based Electronic Home Appliance Recycling System under Home Appliance Recycling Act of Japan. Hg. v. OECD. Online verfügbar unter http://www.oecd.org/environment/waste/EPR_Japan_HomeAppliance.pdf, zuletzt geprüft am 01.07.2015.

Houari, Yassine; Speirs, Jamie; Candelise, Chiara; Gross, Robert (2014): A system dynamics model of tellurium availability for CdTe PV. In: *Prog. Photovolt: Res. Appl.* 22 (1), S. 129–146. DOI: 10.1002/pip.2359.

Hu, Mingming; Bergsdal, Håvard; van der Voet, Ester; Huppel, Gjalte; Müller, Daniel B. (2010): Dynamics of urban and rural housing stocks in China. In: *Building Research & Information* 38 (3), S. 301–317. DOI: 10.1080/09613211003729988.

Huang, Qifei; Wang, Qi; Dong, Lu; Xi, Beidou; Zhou, Binyan (2006): The current situation of solid waste management in China. In: *J Mater Cycles Waste Manag* 8 (1), S. 63–69. DOI: 10.1007/s10163-005-0137-2.

Huang, Tao; Shi, Feng; Tanikawa, Hiroki; Fei, Jinling; Han, Ji (2013): Materials demand and environmental impact of buildings construction and demolition in China based on dynamic material flow analysis. In: *Resources, Conservation and Recycling* 72, S. 91–101. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.12.013.

ICA (2006-2014): Copper end use data sets 2006-2014. Interner Datensatz der Kupferindustrie. Hg. v. International Copper Association. New York, NY.

ICA (2007): Roadmap Technologie der Kupferanwendungen. Hg. v. International Copper Association, zuletzt geprüft am 09.02.2017.

ICA China (2014): Persönliche Mitteilung: Copper content of Chinese scrap imports, 2014. Email an Marcel Soulier.

ICSG (2005): ICSG's Copper Flow Model - Determining Recycling Rates for Western Europe. Final Report. Unter Mitarbeit von Martin Ruhrberg. Hg. v. International Copper Study Group. ICSG.

ICSG (2010a): ICSG 2010 Statistical Yearbook. (2000-2009). Hg. v. International Copper Study Group. Lisbon, Portugal (7).

ICSG (2010b): ICSG Global Copper Scrap Research Project. Final Report and Statistical Annex. Unter Mitarbeit von Carlos Risopatron. Hg. v. International Copper Study Group.

ICSG (2012): ICSG 2012 Statistical Yearbook. (2002-2011). Hg. v. International Copper Study Group. Lisbon, Portugal (9).

ICSG (2016): The World Copper Factbook 2016. International Copper Study Group. Lisbon, Portugal. Online verfügbar unter <http://www.icsg.org/index.php/component/jdownloads/finish/170/2202>, zuletzt geprüft am 29.11.2016.

ILO (2012): The global impact of e-waste. Addressing the challenge. Unter Mitarbeit von Karin Lundgren. Hg. v. International Labour Office. Geneva. Online verfügbar unter http://www.ilo.org/wcmsp5/groups/public/---ed_dialogue/---sector/documents/publication/wcms_196105.pdf, zuletzt geprüft am 28.11.2013.

IWCC (2012): Persönliche Mitteilung: Trade codes - copper content and model variables, 19.11.2012. Email an Marcel Soulier.

IWCC (2013): Persönliche Mitteilung: Chinese copper semis production, 09.07.2013. Email an Marcel Soulier.

IWCC (2014a): Copper & Copper Alloy Semis Production/Demand Data. 2000-2012, 2001-2013. International Wrought Copper Council, zuletzt aktualisiert am 17.04.2014, zuletzt geprüft am 17.04.2014.

IWCC (2014b): ICA/IWCC End-Use Data Set. Internal presentation. Unter Mitarbeit von Mark Loveitt. International Wrought Copper Council, zuletzt geprüft am 13.09.2016.

IWCC (2014c): Persönliche Mitteilung: Copper content scrap trade China, 25.09.2014. Email an Marcel Soulier.

IWCC (2016a): Copper & Copper Alloy Semis. International Wrought Copper Council. Online verfügbar unter <http://coppercouncil.org/genstat1.aspx>, zuletzt geprüft am 15.09.2016.

IWCC (2016b): End-Use data. International Wrought Copper Council. Online verfügbar unter <http://www.coppercouncil.org/Documents/Stats/GenEUse.pdf>.

JAMA (2014): Current Status of Japan's End-of-Life Recycling Law. Unter Mitarbeit von S. Kawaguchi. Hg. v. OECD. OECD Global Forum on the Environment. Online verfügbar unter https://de.slideshare.net/OECD_ENV/panel-7-s-kawaguchi-japan-automobile-manufacturers-association-japans-end-oflife-recycling-law.

JARC (2014): Annual Yearbook 2014. Hg. v. Japan Automobile Recycling Promotion Center. Online verfügbar unter http://www.jarc.or.jp/documents/pdf/04_03.pdf, zuletzt geprüft am 27.02.2017.

JCBA (2016): Statistics. Japan Copper And Brass Association. Online verfügbar unter <http://copper-brass.gr.jp/databases/statistics>.

Jelinski, L. W.; Graedel, T. E.; Laudise, R. A.; McCall, D. W.; Patel, C. K. (1992): Industrial ecology. Concepts and approaches. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 89 (3), S. 793–797. DOI: 10.1073/pnas.89.3.793.

Jiang, Bo New (2011): 废旧家用电器电子产品回收利用技术研究及建议. In Chinese. Online verfügbar unter <http://d.wanfangdata.com.cn/Conference/7429862>.

Jung, C.H; Matsuto, T.; Tanaka, N.; Okada, T. (2004): Metal distribution in incineration residues of municipal solid waste (MSW) in Japan. In: *Waste Management* 24 (4), S. 381–391. DOI: 10.1016/S0956-053X(03)00137-5.

Kagawa, Shigemi; Nakamura, Shinichiro; Kondo, Yasushi; Matsubae, Kazuyo; Nagasaka, Tetsuya (2015): Forecasting Replacement Demand of Durable Goods and the Induced Secondary Material Flows. A Case Study of Automobiles. In: *Journal of Industrial Ecology* 19 (1), S. 10–19. DOI: 10.1111/jiec.12184.

Kaminska, Izabella (2011): Chinese 'copper financing' got even more popular this month. Hg. v. Financial Times. Online verfügbar unter <https://ftalphaville.ft.com/2011/03/29/530461/chinese-copper-financing-got-even-more-popular-this-month/>, zuletzt aktualisiert am 29.03.2011.

Kapur, Amit; Bertram, Marlen; Spatari, Sabrina; Fuse, Kensuke; Graedel, Thomas E. (2003): The contemporary copper cycle of Asia. In: *J Mater Cycles Waste Manag* 5 (2), S. 143–156. DOI: 10.1007/s10163-003-0096-4.

Kapur, Amit; Graedel, Thomas E. (2006): Copper Mines Above and Below the Ground. In: *Environ. Sci. Technol.* 40 (10), S. 3135–3141. DOI: 10.1021/es0626887.

Kerr, Richard A. (2014): The Coming Copper Peak. In: *Science* 343 (6172), S. 722–724. DOI: 10.1126/science.343.6172.722.

- Kieckhafer, Karsten; Breitenstein, Anna; Spengler, Thomas S. (2017): Material flow-based economic assessment of landfill mining processes. In: *Waste Management* 60, S. 748–764. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.06.012.
- Kleemann, Fritz; Lederer, Jakob; Rechberger, Helmut; Fellner, Johann (2016): GIS-based Analysis of Vienna's Material Stock in Buildings. In: *Journal of Industrial Ecology*. DOI: 10.1111/jiec.12446.
- Kleijn, René; Huele, Ruben; van der Voet, Ester (2000): Dynamic substance flow analysis: the delaying mechanism of stocks, with the case of PVC in Sweden. In: *Ecological Economics* 32 (2), S. 241–254. DOI: 10.1016/S0921-8009(99)00090-7.
- Klinglmair, Manfred; Fellner, Johann (2010): Urban Mining in Times of Raw Material Shortage. In: *Journal of Industrial Ecology* 14 (4), S. 666–679. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2010.00257.x.
- Knoeri, Christof; Wäger, Patrick A.; Stamp, Anna; Althaus, Hans-Joerg; Weil, Marcel (2013): Towards a dynamic assessment of raw materials criticality: Linking agent-based demand - With material flow supply modelling approaches. In: *Science of The Total Environment* (461-462), S. 808–812. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.02.001.
- Kohlmeyer, Regina (2011): Einsatz einer Kompaktsortieranlage zur Rückgewinnung von Metallen aus Shredderrückständen. Teilbeitrag: Ressourcenschonungspotenziale durch Verwertung der Schredderleichtfraktion. Stoffliche und energetische Verwertung von Shredderrückständen. VDI- Wissensforum. Lübeck, 2011. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/dokumente/abfall-ressourcen_produkterantwortung_altfahrzeug_manuskript_vdi2011.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.
- Konietzko, Stella (2011): Blick in die Zukunft. Volkswagen zeigt am Beispiel von Lithium neue Wege für die strategische Ressourcenplanung aus Abfallströmen auf. In: *Resources Policy* (3/2011), S. 34–38, zuletzt geprüft am 29.05.2013.
- Konietzko, Stella (2013): Entwicklung eines Modells zur Bewertung der Verfügbarkeit metallischer Rohstoffe aus primären und sekundären Quellen für die Automobilindustrie. Dissertation. TU Clausthal, Clausthal-Zellerfeld. Institut für Aufbereitung, Deponietechnik und Geomechanik (IFAD).
- Krail, Michael (2009): System-based Analysis of income distribution impacts on mobility behaviour. Dissertation. Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe. Institut für Wirtschaftspolitik und Wirtschaftsforschung (IWW).

Kral, Ulrich; Lin, Chih-Yi; Kellner, Katharina; Ma, Hwong-Wen; Brunner, Paul H. (2014): The Copper Balance of Cities. In: *Journal of Industrial Ecology* 18 (3), S. 432–444. DOI: 10.1111/jiec.12088.

Kramer, Kai (2006): Umgang mit dem ElektroG aus der Sicht von Großbetrieben. Elektrocycling GmbH. Salzgitter, 2006. Online verfügbar unter http://www.entsorgungszentrum.de/Service/Veranstaltungen/060228_ElektroG/ElektroG_Kramer_ElektroG.pdf.

Krejčí, Igor; Kvasnička, Roman (2012): Application of aging chain model on demographical data of the Czech Republic. In: Jaroslav Ramík und Daniel Stavárek (Hg.): Proceedings of 30th International Conference Mathematical Methods in Economics. International Conference. Karviná. Silesian University, School of Business Administration, S. 467–472.

Krinke, S.; Boßdorf-Zimmer, B.; Goldmann, Daniel (2005): Ökobilanz Altfahrzeug-Recycling. Kurzfassung. Hg. v. Volkswagen AG. Online verfügbar unter http://www.volkswagen.de/content/medialib/vwd4/de/Volkswagen/Nachhaltigkeit/service/download/umweltbilanz/kurzfassung_oekobilanzaltfahrzeug-recyclingvw-sicon-verfahren10m/_jcr_content/renditions/rendition.file/umweltbilanz_par_0004_file.pdf, zuletzt geprüft am 17.10.2016.

Krook, Joakim; Baas, Leenard (2013): Getting serious about mining the technosphere. A review of recent landfill mining and urban mining research. In: *Journal of Cleaner Production* 55, S. 1–9. DOI: 10.1016/j.jclepro.2013.04.043.

Krook, Joakim; Carlsson, Annica; Eklund, Mats; Frändegård, Per; Svensson, Niclas (2011): Urban mining: hibernating copper stocks in local power grids. In: *Journal of Cleaner Production* 19 (9-10), S. 1052–1056. DOI: 10.1016/j.jclepro.2011.01.015.

Kuczenski, Brandon; Geyer, Roland (2010): Material flow analysis of polyethylene terephthalate in the US, 1996–2007. In: *Resources, Conservation and Recycling* 54 (12), S. 1161–1169. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.03.013.

Kummer, B. (2008): Großversuch bestätigt Wirksamkeit der Scholz-Post-Shredder-Technik. Fachartikel. Scholz AG. Online verfügbar unter <http://plasticker.de/fachwissen/showartikel.php?id=70&begriff=&backto=/fachwissen/fachartikel.php>.

Landner, Lars; Lindeström, Lennart (1999): Copper in society and in the environment. An account of the facts on fluxes, amounts and effects of copper in Sweden. 2nd rev. ed. Västerås, Sweden: Swedish Environmental Research Group.

- Langner, Bernd E. (2011): Understanding copper. Technologies, markets, business. 1. Aufl. Winsen, Glockenheide 11: B. E. Langner.
- Lehne, Rainer W. (1993): Bergbau. Kupfer, seine Natur, seine Gewinnung. In: Metallgesellschaft AG (Hg.): Die Welt der Metalle - Kupfer. Geographie, Bergbau, Verhüttung, Handel, S. 15–19.
- Lepawsky, Josh; McNabb, Chris (2010): Mapping international flows of electronic waste. In: *The Canadian Geographer / Le Géographe canadien* 54 (2), S. 177–195. DOI: 10.1111/j.1541-0064.2009.00279.x.
- Li, Xiaohui; Zhou, Dasen; Huang Hanchao (2009a): 汽车发动机产品回收再利用研究. Investigation on Recycling and Reusing of Automobile Engine Products. In Chinese. In: *Small Internal Combustion Engine and Motorcycle* 38 (3). DOI: 10.3969/j.issn.1671-0630.2009.03.009.
- Li, Zhen-shan; Yang, Lei; Qu, Xiao-Yan; Sui, Yu-mei (2009b): Municipal solid waste management in Beijing City. In: *Waste Management* 29 (9), S. 2596–2599. DOI: 10.1016/j.wasman.2009.03.018.
- Liang, Bo; Wang, Jing-wei; Xu, Jin-qiu (2007): 我国电子废弃物资源化研究. Recycling and Reutilization of WEEE in China. In Chinese. In: *Environ. Sci. Technol.* 30 (1). DOI: 10.3969/j.issn.1003-6504.2007.01.019.
- Liang, Xiaohui; Li, Guangming; He, Wenzhi (2009): 中国电子产品废弃量预测. Estimation of WEEE generation in China. In Chinese. In: *Environmental Pollution and Control* 31 (7), S. 82–91. DOI: 10.3969/j.issn.1001-3865.2009.07.021.
- Lifset, Reid (1999): The Industrial Ecology of Renewable Resources. United Nations University, Zero Emissions Forum (UNU/ZEF). Online verfügbar unter archive.unu.edu/zef/publications_e/ZEF_EN_1999_02_D.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.
- Lifset, Reid; Eckelman, Matthew J.; Harper, E. M.; Hausfather, Zeke; Urbina, Gonzalo (2012): Metal lost and found: Dissipative uses and releases of copper in the United States 1975–2000. In: *Science of The Total Environment* 417–418, S. 138–147. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.09.075.
- Lifset, Reid; Gordon, Robert B.; Graedel, Thomas E.; Spatari, S.; Bertram, Marlen (2002): Where Has All the Copper Gone: The Stocks and Flows Project, Part 1. In: *JOM - The Journal of The Minerals, Metals & Materials Society (TMS)* 54 (10), S. 21–26. Online verfügbar unter

<http://link.springer.com/article/10.1007%2F02709216?LI=true>, zuletzt geprüft am 08.02.2013.

Lifset, Reid; Graedel, Thomas E. (2002): 1. Industrial ecology: goals and definitions. In: Robert U. Ayres und Leslie W. Ayres (Hg.): *A Handbook of industrial ecology*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited, S. 3–15.

Liu, Guangfu; Liu, Zhifeng; Lin, Jvguang; Zhu, Huabing; Jiang, Jibin (2001): *Research on Recycling and Its Key Technology of Waste and Used Home Appliance*.

家用电器回收再利用及其关键技术研究. In Chinese. Hg. v.

会议名称 : 2001中国家用电器技术大会. Hefei University of Technology. Online verfügbar unter <http://d.wanfangdata.com.cn/Conference/6243494>, zuletzt geprüft am 30.09.2016.

Liu, Jun-chang; Chen, Wen; Wang, Zhi-you (2008): 废弃PCB的回收处理技术. *Reclamation of Waste PCB*. In Chinese. In: *Nonferrous Metals Processing* 37 (6). DOI: 10.3969/j.issn.1671-6795.2008.06.001.

Long, Yu-Yang; Shen, Dong-Sheng; Wang, Hong-Tao; Lu, Wen-Jing; Zhao, Yan (2011): Heavy metal source analysis in municipal solid waste (MSW): case study on Cu and Zn. In: *Journal of Hazardous Materials* 186 (2-3), S. 1082–1087. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.11.106.

Lossin, Adalbert (2000): Copper. In: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. Online verfügbar unter http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/14356007.a07_471/full.

Lossin, Adalbert (2006): Kupfer und Nickel. In: Roland Dittmeyer, Wilhelm Keim, Gerhard Kreysa und Alfred Oberholz (Hg.): *Metalle*. 5. Aufl. Weinheim: Wiley-VCH (Winnacker Küchler Chemische Technik, 6a), S. 609–668.

Lu, Yang; Wang, Yan (2012): 浅析我国电子垃圾的现状与治理对策. *Status and Management Countermeasures of E-waste in China*. In Chinese. In: *Environmental Sanitation Engineering* 20 (4). DOI: 10.3969/j.issn.1005-8206.2012.04.011.

Lucas, Rainer; Röhr, Anja; Scharp, Michael (2007): *Das Rohstoffsystem Kupfer - Status Quo, Perspektiven und Handlungsbedarf aus Sicht einer nachhaltigen Ressourcenpolitik*. Unter Mitarbeit von Raimund Bleischwitz. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH, zuletzt geprüft am 27.11.2013.

- Luna-Reyes, Luis Felipe; Andersen, Deborah Lines (2003): Collecting and analyzing qualitative data for system dynamics: methods and models. In: *System Dynamics Review* 19. DOI: 10.1002/sdr.280.
- Lyons, Donald (2010): Circuits of Scrap: closed loop industrial ecosystems and the geography of U.S. international recyclable material flows, 1995-2005. The 16th Annual International Sustainable Development Research Conference. Hong Kong, 2010, zuletzt geprüft am 25.11.2013.
- Marscheider-Weidemann, Frank; Langkau, Sabine; Hummen, Torsten; Erdmann, Lorenz; Tercero Espinoza, Luis A.; Angerer, Gerhard et al. (2016): Rohstoffe für Zukunftstechnologien. Berlin (DERA Rohstoffinformationen, 28).
- Martens, Hans (2011): Recyclingtechnik. Fachbuch für Lehre und Praxis. Heidelberg: Spektrum, Akad. Verl, zuletzt geprüft am 09.12.2013.
- Martens, Hans; Goldmann, Daniel (2016): Recyclingtechnik. Fachbuch für Lehre und Praxis. 2. Auflage. Wiesbaden: Springer Vieweg (SpringerLink : Bücher).
- Marwede, Max; Reller, Armin (2012): Future recycling flows of tellurium from cadmium telluride photovoltaic waste. In: *Resources, Conservation and Recycling* 69, S. 35–49. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.09.003.
- Matsuno, Yasunari; Hur, Tak; Fthenakis, Vasilis (2012): Dynamic modeling of cadmium substance flow with zinc and steel demand in Japan. In: *Resources, Conservation and Recycling* 61, S. 83–90. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.01.002.
- Maurell-Lopez, Sebastian; Ayhan, Mehmet; Eschen, Marcus; Friedrich, Bernd (2012): Autotherme Metallrückgewinnung aus WEEE-Schrott. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Daniel Goldmann (Hg.): Recycling und Rohstoffe, Bd. 5. Neuruppin: TK-Verl. (Recycling und Rohstoffe, 5), S. 413–427.
- Meadows, Donella H.; Meadows, Dennis L.; Randers, Jorgen; Behrens III, William W. (1972): The Limits to Growth. A report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind. New York: Universe Books (Potomac Associates books).
- Metallgesellschaft AG (Hg.) (1993): Die Welt der Metalle - Kupfer. Geographie, Bergbau, Verhüttung, Handel.
- METI (1998): Law for Recycling of Specified Kinds of Home Appliances. Ministry of Economy, Trade and Industry. Online verfügbar unter http://www.meti.go.jp/policy/it_policy/kaden_recycle/index.html, zuletzt geprüft am 01.07.2015.

METI (2004): 3R Policies. Reduce Reuse Recycle. Hg. v. Ministry of Economy, Trade and Industry. Online verfügbar unter http://www.meti.go.jp/policy/recycle/main/english/statistics/tokei01_e.html#02, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

METI (2011-2015): Yearbook of Current Production Statistics. Iron and Steel, Non-Ferrous Metals, and Fabricated Metals. Ministry of Economy, Trade and Industry. Online verfügbar unter http://www.meti.go.jp/statistics/tyo/seidou/result/gaiyo/resourceData/01_tekko/nenpo/h2daa2015k.pdf, zuletzt geprüft am 15.09.2016.

Michaelis, Peter; Jackson, Tim (2000): Material and energy flow through the UK iron and steel sector. Part 1: 1954–1994. In: *Resources, Conservation and Recycling* 29 (1-2), S. 131–156. DOI: 10.1016/S0921-3449(00)00048-3.

Miljøstyrelsen (2000): Paradigm for Substance Flow Analyses. Guide for SFAs carried out for the Danish EPA. Unter Mitarbeit von Carsten Lassen und Erik Hansen. Hg. v. Miljø- og Energiministeriet. Online verfügbar unter www2.mst.dk/udgiv/publications/2000/87-7944-327-3/pdf/87-7944-328-1.pdf, zuletzt geprüft am 14.09.2015.

Min, Zhong (2013): A new stage of China's Copper Consumption. 26th International Copper Conference. Metal Bulletin Events. Madrid, 2013, zuletzt geprüft am 28.11.2013.

Ministry of the Environment (2014): History and Current State of Waste Management in Japan. Hg. v. Ministry of the Environment. Government of Japan. Online verfügbar unter <http://www.env.go.jp/en/recycle/smcs/attach/hcswm.pdf>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Mocker, Mario; Löh, Ingrid; Franke, Matthias; Stenzel, Fabian; Faulstich, Martin (2009): Urban Mining – Rohstoffe der Zukunft. In: 5. Fachtagung Verfahren & Werkstoffe für die Energietechnik. 5. Fachtagung Verfahren & Werkstoffe für die Energietechnik. Sulzbach-Rosenberg, 17-18 June 2009. ATZ Entwicklungszentrum, S. 181–193, zuletzt geprüft am 26.11.2013.

Morf, Leo; Taverna, Ruedi (2004): Metallische und nichtmetallische Stoffe im Elektronikschrott. Stoffflussanalyse. Umweltgefährdende Stoffe Abfall. Hg. v. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Bern (Schriftenreihe Umwelt, 374). Online verfügbar unter <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/abfall/uw-umwelt-wis->

sen/metallische_und_nichtmetallischestoffeimelektronikschrott.pdf.download.pdf/metallische_und_nichtmetallischestoffeimelektronikschrott.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Muller, Daniel B.; Wang, Tao; Duval, Benjamin; Graedel, T. E. (2006): Exploring the engine of anthropogenic iron cycles. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103 (44), S. 16111–16116. DOI: 10.1073/pnas.0603375103.

Muller, Esther; Hilty, Lorenz M.; Widmer, Rolf; Schluep, Mathias; Faulstich, Martin (2014): Modeling metal stocks and flows: a review of dynamic material flow analysis methods. In: *Environ. Sci. Technol.* 48 (4), S. 2102–2113. DOI: 10.1021/es403506a.

Müller, Daniel B. (2006): Stock dynamics for forecasting material flows—Case study for housing in The Netherlands. In: *Ecological Economics* 59 (1), S. 142–156. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2005.09.025.

NRCan (2009): Canadian minerals yearbook. 2008 review and outlook. Hg. v. National Resources of Canada. Ottawa. Online verfügbar unter http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/nrcan/M38-5-57-eng.pdf.

OECD (2016): GDP long-term forecast. OECD Data. Online verfügbar unter <https://data.oecd.org/gdp/gdp-long-term-forecast.htm>, zuletzt aktualisiert am 03.11.2016.

Park, Jeong-a; Hong, Seok-jin; Kim, Ik; Lee, Ji-yong; Hur, Tak (2011): Dynamic material flow analysis of steel resources in Korea. In: *Resources, Conservation and Recycling* 55 (4), S. 456–462. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.12.007.

Pauliuk, Stefan; Wang, Tao; Müller, Daniel B. (2013): Steel all over the world: Estimating in-use stocks of iron for 200 countries. In: *Resources, Conservation and Recycling* 71, S. 22–30. DOI: 10.1016/j.resconrec.2012.11.008.

Pinkham, Myra (2013): Soft economies put pressure on scrap. Focus: Copper scrap. In: *Metal Bulletin*, 2013 (June), S. 19–21, zuletzt geprüft am 07.01.2014.

Pretz, Thomas; Meier-Kortwig, Jan (1998): Aufbereitung von Müllschlacken unter besonderer Berücksichtigung der Metallrückgewinnung. In: RWTH Aachen (Hg.): Rohstofftechnik im Wandel. Aachener Umwelttage, 26./27. November. Fakultät für Bergbau, Hüttenwesen und Geowissenschaften.

Puckett, Jim; Byster, Leslie; Westervelt, Sarah; Gutierrez, Richard; Davis, Sheila; Hussain, Asma; Dutta, Madhumitta (2002): Exporting Harm. The High-Tech Trashing of Asia. The Basel Action Network (BAN); Silicon Valley Toxics Coalition (SVTC). Online

verfügbar unter <http://svtc.org/wp-content/uploads/technotrash.pdf>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Qinghai News Network (2013): 汽车报废新规实施后汽车拆解回收企业生意萧条. In Chinese. In: *China Resources Comprehensive Utilization* 31 (6), S. 11–12. DOI: 10.3969/j.issn.1008-9500.2013.06.013.

Ramirez, Marco; Massolo, Serena; Frache, Roberto; Correa, Juan A. (2005): Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. In: *Marine Pollution Bulletin* 50 (1), S. 62–72. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2004.08.010.

Rauch, J. N. (2009): Global mapping of Al, Cu, Fe, and Zn in-use stocks and in-ground resources. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (45), S. 18920–18925. DOI: 10.1073/pnas.0900658106.

Rauch, Jason; Eckelman, Matthew; Gordon, Robert B. (2007): Copper In-Use Stock and Copper Scrap in the State of Connecticut, USA. Working Paper Number 10. Yale school of forestry & environmental studies. Online verfügbar unter <http://environment.yale.edu/publication-series/4991.html>, zuletzt geprüft am 25.11.2013.

Rechberger, H.; Graedel, Thomas E. (2002): The contemporary European copper cycle: statistical entropy analysis. In: *Ecological Economics* 42 (1-2), S. 59–72. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00102-7.

Reck, Barbara; Bertram, Marlen; Müller, Daniel B.; Graedel, Thomas E. (2006): Multi-level Anthropogenic Cycles of Copper and Zinc: A Comparative Statistical Analysis. In: *Journal of Industrial Ecology* 10 (1-2), S. 89–110. DOI: 10.1162/108819806775545402.

Reisinger, Hubert; Schöller, Gerald; Jakl, Thomas; Quint, Raimund; Müller, Brigitte; Riss, Alarich; Brunner, Paul H. (2009): Lead, Cadmium and Mercury Flow Analysis – Decision Support for Austrian Environmental Policy. Decision Support for Austrian Environmental Policy. In: *Österr Wasser- und Abfallw* 61 (5-6), S. 63–69. DOI: 10.1007/s00506-009-0080-x.

Rettenberger, Gerhard (2009): Zukünftige Nutzung der Deponie als Ressourcenquelle. In: FH Münster (Hg.): 11. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Unter Mitarbeit von Sabine Flamme. 1. Aufl. Münster (Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, 11), S. 102–112, zuletzt geprüft am 13.07.2017.

Reuter, Markus A.; van Schaik, Antoinette (2012): Opportunities and limits of recycling: A dynamic-model-based analysis. In: *MRS Bulletin* 37 (04), S. 339–347. DOI: 10.1557/mrs.2012.57.

Reuter, Markus A.; Verhoef, Ewoud V. (2004): A dynamic model for the assessment of the replacement of lead in solders. In: *Journal of Electronic Materials* 33 (12), S. 1567–1580. DOI: 10.1007/s11664-004-0100-3.

Richardson, George P. (1991): System Dynamics: Simulation for Policy Analysis from a Feedback Perspective. In: Paul A. Fishwick und Paul A. Luker (Hg.): *Qualitative Simulation Modeling and Analysis*. New York, NY: Springer New York, S. 144–169.

RMG (2014): Raw Materials Database. Database. Hg. v. Raw Materials Group (now S&P Global).

Rothengatter, Werner; Schaffer, Axel (2006): Makro kompakt. Grundzüge der Makroökonomik. Heidelberg: Physica (Physica-Lehrbuch).

Ruan, Jiuli; Guo, Yuwen; Liu, Jingyang; Qiao, Qi (2013): 我国打印机报废量预测研究. Forecast of Scrapped Printers in Provincial Level in China. In Chinese. In: *China Resources Comprehensive Utilization* 31 (5), S. 32–35. DOI: 10.3969/j.issn.1008-9500.2013.05.012.

Ruhrberg, Martin (2006): Assessing the recycling efficiency of copper from end-of-life products in Western Europe. In: *Resources, Conservation and Recycling* 48 (2), S. 141–165. DOI: 10.1016/j.resconrec.2006.01.003.

Sagar, Ambuj D.; Frosch, Robert A. (1997): A perspective on industrial ecology and its application to a metals-industry ecosystem. In: *Journal of Cleaner Production* 5 (1-2), S. 39–45. DOI: 10.1016/S0959-6526(97)00006-1.

Sander, Knut; Bünemann, Agnes; Zangl, Stéphanie; Bartnik, Sabine (2004): Ermittlung von Verwertungskoeffizienten für die Fraktionen und Bauteile zur Dokumentation von Quoten auf Basis von Artikel 7 der EU-Richtlinie zur Verwertung von Elektroaltgeräten (WEEE). Hg. v. Umweltbundesamt. cyclos GmbH; Ökopol GmbH. Berlin. Online verfügbar unter <http://d-nb.info/990370402/34>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Schade, Wolfgang (2005): Strategic sustainability analysis. Concept and application for the assessment of European Transport Policy. Dissertation. Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe. Institut für Wirtschaftspolitik und Wirtschaftsforschung (IWW).

Schäfer, Tobias (2004): Untersuchungen zur Dispersion und ihren Auswirkungen beim Übergang aus der Nutzungsphase in das Recycling. Betrachtungen am Beispiel von

Leichtgutanteilen von Waschmaschinen in Shredderprozessen. Dissertation. Technische Hochschule Aachen, Aachen. Fakultät für Georessourcen und Materialtechnik. Online verfügbar unter http://publications.rwth-aachen.de/record/62014/files/Schaefer_Tobias.pdf, zuletzt geprüft am 06.11.2015.

Schenk, Kaarina (Hg.) (2010): KVA-Rückstände in der Schweiz. Der Rohstoff mit Mehrwert. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern. Online verfügbar unter <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/abfall/ud-umwelt-diverses/kva-rueckstaendeinderschweiz.pdf>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Schiller, Georg; Deilmann, Clemens; Gruhler, Karin; Röhm, Patric; Baumann, Janett; Günther, Marco (2010): Ermittlung von Ressourcenschonungspotenzialen bei der Verwertung von Bauabfällen und Erarbeitung von Empfehlungen zu deren Nutzung. Hg. v. Umweltbundesamt. UBA. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4040.pdf>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Schirmer, Thomas; Römer, Felix; Elwert, Tobias; Goldmann, Daniel (2017): Characterization of Tailings of the Rammelsberg Ore Deposit for a Potential Reprocessing. In: GDMB Verlag GmbH (Hg.): Proceedings of EMC 2017. European Metallurgical Conference EMC 2017. Leipzig, 25.06.-28.06.: Clausthal-Zellerfeld : GDMB Verlag GmbH, S. 197–215, zuletzt geprüft am 23.08.2017.

Schlager, Kenneth J. (1961): A systems analysis of the copper and aluminum industries an industrial dynamics study. Master Thesis. Massachusetts Institute of Technology. School of Industrial Management. Online verfügbar unter <http://hdl.handle.net/1721.1/15113>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Schlesinger, Mark E.; King, Matthew J.; Sole, Kathryn C.; Davenport, William G. (2011): Extractive Metallurgy of Copper. 5. Aufl. Amsterdam, Boston: Elsevier.

Schluep, Mathias; Hagelüken, Christian; Kuehr, Rüdiger; Magalini, Frederico; Maurer, Claudia; Meskers, Christina et al. (2009): Recycling - From E-Waste to Resources. Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies. Hg. v. UNEP und StEP. Online verfügbar unter <http://www.unep.fr/scp/publications/details.asp?id=DTI/1192/PA>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Schöller, Gerald; Oberleitner, Christian; Fehringer, Roland; Döberl, Gernot; Brunner, Paul H. (2006): Verknüpfung Rohstofflager – anthropogene Lager – letzte Senken im Bundesland Steiermark. RALLES STMK. Hg. v. Land Steiermark. Wien. Online verfü-

bar unter <http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/beitrag/10432009/46590/>, zuletzt geprüft am 20.07.2016.

Schubert, G.; Jäckel, H. G.; Suhm, K. (2006): Ermittlung der Verwertungsquote für Altfahrzeuge im Rahmen eines Großversuchs bei der SCHOLZ AG. Bericht. Unter Mitarbeit von V. Grunert, K. Weißflog, R. Hupfer, W. Nägele, P. Speth, B. Kummer et al. Hg. v. Scholz AG. Freiberg. Online verfügbar unter www.swh-herbertingen.de/wp/download/Abschlussbericht-Schubert-2006-05-04.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Shang, Fushan; Zhao, Bo; Duan, Shaofu; Zhou, Zunbo (2010): Sustainable Development of the Chinese Copper Market. International Institute for Sustainable Development (iisd). Online verfügbar unter http://www.iisd.org/sites/default/files/publications/sustainable_development_chinese_copper.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Simon, Franz-Georg; Holm, Olaf (2013): Aufschluss, Trennung und Rückgewinnung von Metallen aus Rückständen thermischer Prozesse. Verdoppelung der Metallausbeute aus MVA-Rostasche. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): Aschen, Schlacken, Stäube. Aus Abfallverbrennung und Metallurgie. Neuruppin: TK, S. 297–308.

Sörme, L.; Bergbäck, B.; Lohm, U. (2001): Century Perspective of Heavy Metal Use in Urban Areas. A Case Study in Stockholm. In: *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1 (3/4), S. 197–211. DOI: 10.1023/A:1017564407076.

Soulier, Marcel; Glöser-Chahoud, Simon; Goldmann, Daniel; Tercero Espinoza, Luis A. (2018a): Dynamic analysis of European copper flows. In: *Resources, Conservation and Recycling* 129, S. 143–152. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.10.013.

Soulier, Marcel; Pfaff, Matthias; Goldmann, Daniel; Walz, Rainer; Geng, Yong; Zhang, Ling; Tercero Espinoza, Luis A. (2018b): The Chinese Copper Cycle: Tracing Copper through the Economy with Dynamic Substance Flow and Input-Output Analysis. In: *Journal of Cleaner Production* (submitted).

Spatari, S.; Bertram, Marlen; Fuse, Kensuke; Graedel, Thomas E.; Rechberger, H. (2002): The contemporary European copper cycle: 1 year stocks and flows. In: *Ecological Economics* 42 (1-2), S. 27–42. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00103-9.

Spatari, S.; Bertram, Marlen; Gordon, Robert B.; Henderson, K.; Graedel, Thomas E. (2005): Twentieth century copper stocks and flows in North America: A dynamic analysis (1), zuletzt geprüft am 07.01.2013.

Spooren, Jeroen; Nielsen, Peter; Quaghebeur, Mieke; Tielemans, Yves (2012): Characterisation study of landfilled materials with a particular focus on the fines and their potential in enhanced landfill mining. GIN2012 conference proceedings. Linköping, zuletzt geprüft am 05.07.2017.

Statistics Bureau Japan (2011): Statistical Handbook of Japan 2011. Ministry of Internal Affairs and Communications. Tokyo. Online verfügbar unter <http://www.stat.go.jp/english/data/handbook/index.htm>, zuletzt geprüft am 15.09.2016.

Statistics Bureau Japan (2016): Japan Statistical Yearbook 2016. Online verfügbar unter <http://www.stat.go.jp/english/data/nenkan/>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Staudinger, Jeff; Keoleian, Gregory A. (2001): Management of End-of Life Vehicles (ELVs) in the US. Report Nu. CSS01-01. Unter Mitarbeit von Michael S. Flynn. Hg. v. University of Michigan, Center for Sustainable Systems. Ann Arbor, Michigan. Online verfügbar unter http://css.umich.edu/sites/default/files/css_doc/CSS01-01.pdf, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Sterman, John (2000): Business dynamics. Systems thinking and modeling for a complex world. Boston: Irwin/McGraw-Hill.

Sverdrup, Harald U.; Ragnarsdottir, Kristin Vala; Koca, Deniz (2014): On modelling the global copper mining rates, market supply, copper price and the end of copper reserves. In: *Resources, Conservation and Recycling* 87, S. 158–174. DOI: 10.1016/j.resconrec.2014.03.007.

Sverdrup, Harald U.; Ragnarsdottir, Kristin Vala; Koca, Deniz (2015): Aluminium for the future. Modelling the global production, market supply, demand, price and long term development of the global reserves. In: *Resources, Conservation and Recycling* 103, S. 139–154. DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.06.008.

System Dynamics Society (2016): What is System Dynamics « System Dynamics Society. Online verfügbar unter <http://www.systemdynamics.org/what-is-s/>, zuletzt geprüft am 09.08.2016.

Takahashi, Kazue Ichino; Terakado, Ryutaro; Nakamura, Jiro; Daigo, Ichiro; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2009): In-Use Stock of Copper Analysis Using Satellite Nighttime Light Observation Data. In: *Materials Transactions* 50 (7), S. 1871–1874. DOI: 10.2320/matertrans.M2009030.

Tam, Vivian W.Y.; Tam, C. M. (2006): Evaluations of existing waste recycling methods: A Hong Kong study. In: *Building and Environment* 41 (12), S. 1649–1660. DOI: 10.1016/j.buildenv.2005.06.017.

- Tanimoto, Armando H.; Gabarrell Durany, Xavier; Villalba, Gara; Pires, Armando Caldeira (2010): Material flow accounting of the copper cycle in Brazil. In: *Resources, Conservation and Recycling* 55 (1), S. 20–28. DOI: 10.1016/j.resconrec.2010.03.007.
- Terakado, Ryutaro; Takahashi, Kazue Ichino; Daigo, Ichiro; Matsuno, Yasunari; Adachi, Yoshihiro (2009): Estimation of In-Use Stock of Copper in China, Korea and Taiwan. In: *J. Japan Inst. Metals* 73 (11), S. 833–838, zuletzt geprüft am 21.01.2014.
- Terazono, Atsushi; Yoshida, Aya; Yang, Jianxin; Moriguchi, Yuichi; Sakai, Shin-ichi (2004): Material cycles in Asia: especially the recycling loop between Japan and China. In: *J Mater Cycles Waste Manag* 6 (2). DOI: 10.1007/s10163-004-0115-0.
- Tercero Espinoza, Luis A.; Soulier, Marcel (2016): An examination of copper contained in international trade flows. In: *Miner Econ* 29 (2-3), S. 47–56. DOI: 10.1007/s13563-016-0087-2.
- Tercero Espinoza, Luis A.; Soulier, Marcel (2018): Defining regional recycling indicators for metals. In: *Resources, Conservation and Recycling* 129, S. 120–128. DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.10.022.
- The Conference Board (2016): Total Economy Database™. Output, Labor and Labor Productivity, 1950-2016. Version. Online verfügbar unter <https://www.conference-board.org/data/economydatabase/>.
- Tian, Jun; Feng, Geng-zhon (2005): Study on the Strategies & Measures to Reinforce Waste Electronics Management. In: *China Soft Science* (12). DOI: 10.3969/j.issn.1002-9753.2005.12.006.
- Tong, Xin; Lifset, Reid (2007): International copper flow network: A blockmodel analysis. In: *Ecological Economics* 61 (2-3), S. 345–354. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2006.03.008.
- Tsai, Ching-Ling; Krogmann, Uta (2013): Material Flows and Energy Analysis of Glass Containers Discarded in New Jersey, USA. In: *Journal of Industrial Ecology* 17 (1), S. 129–142. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2012.00509.x.
- U.S. EPA (2014): Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States. Tables and Figures for 2012. Office of Resource Conservation and Recovery. Online verfügbar unter https://epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/2012_msw_dat_tbls.pdf, zuletzt geprüft am 28.11.2016.
- U.S. EPA (2016): MSW Historical Tables on a year by year basis back to 1960.xls. Online verfügbar unter <https://www.epa.gov/smm/studies-summary-tables-and-data->

related-advancing-sustainable-materials-management-report, zuletzt geprüft am 01.10.2010.

UBA (2016): Stoffstromanalyse. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/stoffstromanalyse>, zuletzt geprüft am 12.05.2016.

UKERC (2011): Materials Availability: Potential constraints to the future low-carbon economy. Working Paper I: Thin Film photovoltaics. Unter Mitarbeit von Jamie Speirs, Robert Gross, Chiara Candelise und Bill Gross. Hg. v. UK Energy Research Centre und Centre for Energy Policy and Technology (ICEPT), Imperial College. Online verfügbar unter <http://www.ukerc.ac.uk/publications/materials-availability-potential-constraints-to-the-future-lowcarbon-economy-working-paper-i-thin-film-photovoltaics.html>, zuletzt geprüft am 02.01.2017.

UN Comtrade (2016): International Trade Statistics Database. Online verfügbar unter <http://comtrade.un.org/>, zuletzt geprüft am 27.10.2015.

UNEP (2010): Metal stocks in society. Scientific synthesis. Unter Mitarbeit von Thomas E. Graedel. UNEP. Nairobi, Kenya (International Resource Panel). Online verfügbar unter <http://www.unep.fr/scp/publications/details.asp?id=DTI/1264/PA>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

UNEP (2011a): Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth. A Report of the Working Group on Decoupling to the International Resource Panel. Unter Mitarbeit von M. Fischer-Kowalski, M. Swilling, E. U. von Weizsäcker, Y. Ren, Y. Moriguchi, W. Crane et al. United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya (International Resource Panel). Online verfügbar unter <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/9816>, zuletzt geprüft am 16.08.2017.

UNEP (2011b): Recycling Rates of Metals – A Status report. Unter Mitarbeit von Thomas E. Graedel, Julian Allwood, Jean-Pierre Birat, Matthias Buchert, Christian Hagelüken, Barbara Reck et al. Hg. v. United Nations Environment Programme. UNEP (International Resource Panel). Online verfügbar unter www.resourcepanel.org/file/381/download?token=he_rldvr, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

UNEP (2013a): Metal recycling. Opportunities, limits, infrastructure. Unter Mitarbeit von Markus A. Reuter, Christian Hudson, Antoinette van Schaik, Karl Heiskanen, Christina Meskers und Christian Hagelüken. UNEP. Nairobi (International Resource Panel). Online verfügbar unter <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/8423>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

UNEP (2013b): The Japanese industrial waste experience. Lessons for rapidly industrializing countries. Unter Mitarbeit von Yuko Sakita. UNEP. Osaka u.a.

United Nations (2012): World Population Prospects: The 2012 Revision. Department of Economic and Social Affairs - Population Division. Online verfügbar unter <http://www.un.org/en/development/desa/population/publications/dataset/index.shtml>.

UNSD (2015): United Nations Statistics Division. UN Comtrade. Online verfügbar unter http://unstats.un.org/unsd/comtrade_announcement.htm, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

USGS (1994-2014): Minerals Yearbooks 1994-2014. Copper. Unter Mitarbeit von Dan L. Edelstein und Mark Brininstool. Hg. v. U.S. Geological Survey. U.S. Department of the Interior. Reston, VA. Online verfügbar unter <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/copper/>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

USGS (2010a): Byproduct Mineral Commodities Used for the Production of Photovoltaic Cells. Circular 1365. Unter Mitarbeit von Donald I. Bleiwas. Hg. v. U.S. Geological Survey. U.S. Department of the Interior. Reston, VA. Online verfügbar unter <https://pubs.usgs.gov/circ/1365/Circ1365.pdf>, zuletzt geprüft am 13.03.2017.

USGS (2010b): Copper Recycling in the United States in 2004. Unter Mitarbeit von Thomas G. Goonan. Hg. v. U.S. Geological Survey. U.S. Department of the Interior. Reston, VA, zuletzt geprüft am 25.01.2013.

USGS (2016): Selenium and Tellurium 2014. Unter Mitarbeit von C. Schuyler Anderson. Hg. v. U.S. Geological Survey. U.S. Department of the Interior. Reston, VA. Online verfügbar unter <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/selenium/>, zuletzt geprüft am 16.03.2017.

USITC (2013): Used Electronic Products: An Examination of US Exports. Unter Mitarbeit von Laura Bloodgood und Andrea Boron. Hg. v. U.S. International Trade Commission (USITC Publication, 4379). Online verfügbar unter <https://www.usitc.gov/publications/332/pub4379.pdf>, zuletzt geprüft am 29.11.2013.

van Berkel, René; Willems, Esther; Lafleur, Marije (1997): Development of an industrial ecology toolbox for the introduction of industrial ecology in enterprises—I. In: *Journal of Cleaner Production* 5 (1-2), S. 11–25. DOI: 10.1016/S0959-6526(97)00004-8.

van der Voet, Ester (1996): Substances from cradle to grave. Development of a methodology for the analysis of substance flows through the economy and the environment of a region. Dissertation. Universiteit Leiden, Leiden. Centre of Environmental Science.

Online verfügbar unter

https://openaccess.leidenuniv.nl/bitstream/handle/1887/8097/11_504_030.pdf?sequence=1, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

van der Voet, Ester (2002): 9. Substance flow analysis methodology. In: Robert U. Ayres und Leslie W. Ayres (Hg.): *A Handbook of industrial ecology*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited, S. 91–101.

van Dyke Parunak, H.; Savit, Robert; Riolo, Rick L. (1998): Agent-Based Modeling vs. Equation-Based Modeling: A Case Study and Users' Guide. In: Jaime S. Sichman, Rosaria Conte und G. Nigel Gilbert (Hg.): *Multi-agent systems and agent-based simulation*. First International Workshop, MABS '98, Paris, France, July 4-6, 1998 : Proceedings, Bd. 1534. Berlin, New York: Springer (Lecture notes in computer science Lecture notes in artificial intelligence, 1534), S. 10–25, zuletzt geprüft am 08.08.2016.

van Schaik, Antoinette; Reuter, Markus A.; Boin, U.M.J.; Dalmijn, W. L. (2002): Dynamic modelling and optimisation of the resource cycle of passenger vehicles. In: *Minerals Engineering* 15 (11), S. 1001–1016. DOI: 10.1016/S0892-6875(02)00080-8.

van Vuuren, D.P.; Bouwman, A.F.; Beusen, A.H.W (2010): Phosphorus demand for the 1970–2100 period: A scenario analysis of resource depletion. In: *Global Environmental Change* 20 (3), S. 428–439. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2010.04.004.

van Vuuren, D.P.; Strengers, B.J.; Vries, H.J.M de (1999): Long-term perspectives on world metal use—a system-dynamics model. In: *Resources Policy* 25 (4), S. 239–255. DOI: 10.1016/S0301-4207(99)00031-8.

Vexler, D.; Bertram, Marlen; Kapur, A.; Spatari, S.; Graedel, Thomas E. (2004): The contemporary Latin American and Caribbean copper cycle: 1 year stocks and flows. In: *Resources, Conservation and Recycling* 41 (1), S. 23–46. DOI: 10.1016/j.resconrec.2003.08.002.

Vigon, B. W.; Tolle, T. A.; Cornaby, B. W.; Latham, H. C.; Harrison, C. L.; Boguski, T. L. et al. (1995): *Life-Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles*. Hg. v. U.S. EPA. Online verfügbar unter <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.384.7577&rep=rep1&type=pdf>, zuletzt geprüft am 14.03.2016.

Wagner, Jörg; Heidrich, Kerstin; Baumann, Janett; Kügler, Thomas; Reichenbach, Jan (2012): Ermittlung des Beitrages der Abfallwirtschaft zur Steigerung der Ressourcenproduktivität sowie des Anteils des Recyclings an der Wertschöpfung unter Darstellung der Verwertungs- und Beseitigungspfade des ressourcenrelevanten Abfallaufkom-

- mens. Hg. v. Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau (14). Online verfügbar unter <http://www.uba.de/uba-info-medien/4275.html>, zuletzt geprüft am 27.11.2013.
- Wallsten, Björn; Magnusson, Dick; Andersson, Simon; Krook, Joakim (2015): The economic conditions for urban infrastructure mining. Using GIS to prospect hibernating copper stocks. In: *Resources, Conservation and Recycling* 103, S. 85–97. DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.07.025.
- Wang, Jinlong; Graedel, Thomas E. (2010): Aluminum in-use stocks in China: a bottom-up study. In: *J Mater Cycles Waste Manag* 12 (1), S. 66–82. DOI: 10.1007/s10163-009-0271-3.
- Wang, Lu; Chen, Ming (2012): 中国报废汽车回收拆解企业调查及发展战略研究. Investigation and development strategy research on ELV dismantling and recycling enterprises in China. In Chinese. In: *Manufacturing Technology & Machine Tool* (12), S. 27–29. DOI: 10.3969/j.issn.1005-2402.2012.12.010.
- Wang, Tao; Mao, Jiansu; Johnson, Jeremiah; Reck, Barbara; Graedel, Thomas E. (2008): Anthropogenic metal cycles in China. In: *J Mater Cycles Waste Manag* 10 (2), S. 188–197. DOI: 10.1007/s10163-008-0203-7.
- WCO (2015): World Customs Organization. Nomenclature and Classification of Goods - Overview. Online verfügbar unter <http://www.wcoomd.org/en/topics/nomenclature/overview.aspx>, zuletzt geprüft am 28.10.2015.
- Welter, Jean-Marie (2013): The Recycling of Copper Rotor Motors. Briefing Note. ECI Publication No Cu0181. 1. Aufl. Hg. v. European Copper Institute (ECI). Online verfügbar unter <https://de.slideshare.net/sustenergy/recycling-copper-rotors>, zuletzt geprüft am 01.10.2017.
- Wittmer, Dominic (2006): Kupfer im regionalen Ressourcenhaushalt. Ein methodischer Beitrag zur Exploration urbaner Lagerstätten. Dissertation. ETH Zürich, Zürich. Departement Bau, Umwelt und Geomatik D-BAUG.
- Wittmer, Dominic; Lichtensteiger, Thomas (2007): Exploration of urban deposits: long-term prospects for resource and waste management. In: *Waste Management & Research* 25 (3), S. 220–226. DOI: 10.1177/0734242X07079183.
- Wong, Fayen (2013): As China tightens credit, copper snapped up to raise cash. Hg. v. Reuters. Online verfügbar unter <http://www.reuters.com/article/china-copper-financing-idUSL3N0F22D220130715>, zuletzt aktualisiert am 15.07.2013, zuletzt geprüft am 09.08.2017.

World Bank (2012): What A Waste. A Global Review of Solid Waste Management. Unter Mitarbeit von Daniel Hoornweg und Perinaz Bhada-Tata (Urban Development Series Knowledge Papers, 1515). Online verfügbar unter <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>, zuletzt geprüft am 05.09.2017.

World Bank (2017): Population Data. Online verfügbar unter <http://databank.worldbank.org/>.

Yamaguchi, Rintaro; Ueta, Kazuhiro (2006): Substance Flow Analysis and Efficiency Conditions: A Case of Lead. 3rd World Congress of Environmental and Resource Economists. Kyoto University, 26.12.2006, zuletzt geprüft am 01.10.2017.

Yang, Jianxin; Lu, Bin; Xu, Cheng (2008): WEEE flow and mitigating measures in China. In: *Waste Management* 28 (9), S. 1589–1597. DOI: 10.1016/j.wasman.2007.08.019.

Yanjia, Wang; Chandler, William (2010): The Chinese nonferrous metals industry—energy use and CO2 emissions. In: *Energy Policy* 38 (11), S. 6475–6484. DOI: 10.1016/j.enpol.2009.03.054.

Yin, Xiang; Chen, Wenying (2013): Trends and development of steel demand in China: A bottom-up analysis. In: *Resources Policy* 38 (4), S. 407–415. DOI: 10.1016/j.resourpol.2013.06.007.

Yue, Q.; Lu, Z.W; Zhi, S.K (2009): Copper cycle in China and its entropy analysis. In: *Resources, Conservation and Recycling* 53 (12), S. 680–687. DOI: 10.1016/j.resconrec.2009.05.003.

Yue, Qiang; Lu, Zhong-wu (2006): An Analysis of Contemporary Copper Recycling in China. In: *The Chinese Journal of Process Engineering* 6 (4), S. 683–690, zuletzt geprüft am 25.11.2013.

Zeltner, C.; Bader, Hans-Peter; Scheidegger, R.; Baccini, Peter (1999): Sustainable metal management exemplified by copper in the USA. In: *Regional Environmental Change* 1 (1), S. 31–46. DOI: 10.1007/s101130050006.

Zhang, Dong Qing; Tan, Soon Keat; Gersberg, Richard M. (2010): Municipal solid waste management in China: status, problems and challenges. In: *J. Environ. Manage.* 91 (8), S. 1623–1633. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.03.012.

- Zhang, Guihua (2011): 我国废旧家电回收物流发展路径研究. Study on the Developing Path of China Returned Logistics about Waste Household Appliances. In Chinese. In: *Ecological Economy* (6), S. 96–101, zuletzt geprüft am 30.09.2016.
- Zhang, Ling (2017): Persönliche Mitteilung: Chinese copper cycle, 17.07.2017. Email an Marcel Soulier und Matthias Pfaff.
- Zhang, Ling; Cai, Zhijian; Yang, Jiameng; Chen, Yan; Yuan, Zengwei (2014a): Quantification and spatial characterization of in-use copper stocks in Shanghai. In: *Resources, Conservation and Recycling* 93, S. 134–143. DOI: 10.1016/j.resconrec.2014.10.010.
- Zhang, Ling; Cai, Zhijian; Yang, Jiameng; Yuan, Zengwei; Chen, Yan (2015a): The future of copper in China—A perspective based on analysis of copper flows and stocks. In: *Science of The Total Environment* 536, S. 142–149. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.07.021.
- Zhang, Ling; Yang, Jiameng; Cai, Zhijian; Yuan, Zengwei (2014b): Analysis of copper flows in China from 1975 to 2010. In: *Science of The Total Environment* 478, S. 80–89. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.070.
- Zhang, Ling; Yang, Jiameng; Cai, Zhijian; Yuan, Zengwei (2015b): Understanding the spatial and temporal patterns of copper in-use stocks in china. In: *Environ. Sci. Technol.* 49 (11), S. 6430–6437. DOI: 10.1021/acs.est.5b00917.
- Zhang, Ling; Yuan, Zengwei; Bi, Jun (2012): Estimation of Copper In-use Stocks in Nanjing, China. In: *Journal of Industrial Ecology* 16 (2), S. 191–202. DOI: 10.1111/j.1530-9290.2011.00406.x.
- Zhao, Wei; Rotter, Susanne (2008): The Current Situation of Construction & Demolition Waste Management in China. (ICBBE 2008) : May 16-18, 2008, Shanghai, China. In: The 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering. (ICBBE 2008) : May 16-18, 2008, Shanghai, China. [Piscataway, N.J.]: IEEE Xplore, S. 4747–4750.
- Zhao, Xian-mei; Zhang Jian-xiong; Zhao Shi-bin (2006): 废旧家用电器回收再利用技术研究. Recovery and Reuse Technology of Used and Waste Household Appliances. In Chinese. In: *Environmental Science & Technology (China)* 29 (8). DOI: 10.3969/j.issn.1003-6504.2006.08.026.

Zhu, Ping (2002): 从印刷电路板废料中回收金和铜的研究. Recovery of Gold and Copper from Waste Printed Circuits. In Chinese. In: *Chinese Journal of Rare Metals* 26 (3). DOI: 10.3969/j.issn.0258-7076.2002.03.014.

Zweibel, Ken (2010): Engineering. The impact of tellurium supply on cadmium telluride photovoltaics. In: *Science (New York, N.Y.)* 328 (5979), S. 699–701. DOI: 10.1126/science.1189690.